



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO

EN INGENIERÍA

INSTITUTO DE INGENIERÍA

**“EFECTO DE LA CARGA MÁSCICA Y ALTURA DEL MEDIO FILTRANTE
SOBRE LA REMOCIÓN DE H₂S MEDIANTE BIOFILTRACIÓN”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRA EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA

P R E S E N T A

I.B.I. ABRIL MORENO GUTIÉRREZ

TUTOR

DR. JUAN MANUEL MORGAN SAGASTUME

ENERO, 2008



**INSTITUTO
DE INGENIERÍA
UNAM**

JURADO ASIGNADO

Presidente

Dr. Sergio Revah Moiseev
Ingeniería de Procesos e Hidráulica, UAM

Secretario

Dr. Alfonso Durán Moreno
Facultad de Química, UNAM

Vocal

Dr. Juan Manuel Morgan Sagastume
Instituto de Ingeniería, UNAM

1er. Suplente

Dra. Nathalie Cabirol
Instituto de Ingeniería, UNAM

2do. Suplente

Dra. Georgina Fernández Villagómez
Facultad de Ingeniería, UNAM

LUGAR DONDE SE REALIZÓ LA TESIS

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

TUTOR DE TESIS

DR. JUAN MANUEL MORGAN SAGASTUME

VOTO APROBATORIO

DR. JUAN GENESCÁ LLONGUERAS
COORDINADOR DEL PROGRAMA
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
P R E S E N T E

Por este medio comunicamos a usted que hemos leído la tesis intitulada

**“EFECTO DE LA CARGA MÁSCICA Y ALTURA DEL MEDIO FILTRANTE
SOBRE LA REMOCIÓN DE H₂S MEDIANTE BIOFILTRACIÓN”**

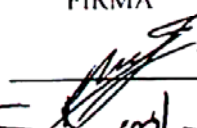



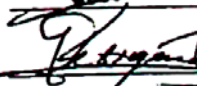
para obtener el grado de MAESTRA EN INGENIERÍA en el campo del conocimiento de Ingeniería Ambiental, con especialidad en Agua, que presenta la alumna con número de cuenta 96267411, Ingeniera Bioquímica Industrial

ABRIL MORENO GUTIÉRREZ

Consideramos que, de acuerdo con los requisitos, le otorgamos el voto asentado abajo. Quedamos enterados(as) de que formaremos parte del jurado en la fecha y hora en que se nos comunicará posteriormente.

Atentamente,

“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad Universitaria, México, Distrito Federal

	FIRMA	FECHA	SI	NO
Presidente: Dr. Sergio Revah Moiseev		18/12/2007	✓	—
Secretario: Dr. Alfonso Durán Moreno		15/12/08	✓	—
Vocal: Dr. Juan Manuel Morgan Sagastume		17/12/2007	✓	—
Primer Suplente: Dra. Nathalie Cabirol		11/01/2008	✓	—
Segundo Suplente: Dra. Georgina Fernández Villagómez c.c.p. SACC de Ingeniería Ambiental		15/12/08	✓	—



A mi amada familia

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por abrirme sus puertas y permitirme crecer científico y culturalmente.

A los profesores de maestría, que me otorgaron clases valiosas.

A mi tutor de tesis.

Al Dr. Adalberto Noyola, por hacerme parte del grupo de Digestión Anaerobia durante mis estudios de maestría.

A mi jurado de tesis, por sus valiosos comentarios que ayudaron a enriquecer esta tesis.

A la Dra. Nathalie Cabirol, por su cooperación y disponibilidad en la realización de este trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada durante los estudios de Maestría.

A mi madre por haber creído en mí, a mi padre por permitirme llegar a la Universidad, a mis hermanas por enseñarme el camino del estudio, a mi esposo por el apoyo incondicional, a mi hijo por su amor.

A Maribel Cruz, por brindar su servicio social en este trabajo.

A la Coordinación de Áreas Verdes de la UNAM, en especial al Biólogo Javier Montoya, por su valiosa ayuda en la preparación de la composta.

Al taller mecánico del Instituto de Ingeniería, UNAM, en especial a Raúl Elizalde por la construcción de parte importante del sistema experimental utilizado en este trabajo.

A mis colegas Dulce Merari Cid, José Antonio Bahena, Miguel Herrera y Kadiya Calderón por su amistad, fraternidad y ayuda desinteresada.

A todos aquellos que con su apoyo, hicieron que este trabajo fuera posible.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
1.1 JUSTIFICACIÓN	1
1.2 DEFINICIÓN DE LOS PROBLEMAS PRINCIPALES DE LA INVESTIGACIÓN	3
1.3 HIPÓTESIS	4
1.4 OBJETIVOS	5
1.4.1 Objetivo general	5
1.4.2 Objetivos particulares	5
2 ANTECEDENTES	6
2.1 SULFURO DE HIDRÓGENO (H ₂ S)	6
2.2 TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LOS CONTAMINANTES GASEOSOS	7
2.3 BIOFILTRACIÓN DE GASES	7
2.3.1 Conceptualización del proceso	7
2.3.2 Datos históricos del proceso de biofiltración	9
2.3.3 Diseño y operación de un sistema de biofiltración de gases	11
2.3.3.1 Material de soporte	11
2.3.4 Microbiota	12
2.3.5 pH	14
2.3.6 Temperatura	14
2.3.7 Humedad	15
2.3.8 Velocidad del gas	16
2.3.9 Carga másica del contaminante	16
2.4 MODELACIÓN DEL SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN DE GASES	17
2.4.1 Modelo de Convección-Difusión con Reacción (Modelo CDR)	18
2.5 IDENTIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS MEDIANTE TÉCNICAS DE BIOLOGÍA MOLECULAR	24
3 METODOLOGÍA	26
3.1 DESCRIPCIÓN DEL EXPERIMENTO	26
3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO	28
3.3 CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL	29
3.3.1 Columnas de biofiltración	29
3.3.1.1 Origen y elaboración de la composta	31
3.3.1.2 Empaque del sistema	33
3.3.2 Torres humidificadoras de aire	33
3.3.2.1 Adición de agua	33
3.3.3 Corriente gaseosa H ₂ S - aire	34
3.3.4 Análisis fisicoquímicos	35
3.3.5 Análisis de la microbiota	36
3.3.5.1 Actividad sulfooxidante	36
3.3.5.2 Identificación de microorganismos	36
4 DISCUSIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	40
4.1 OPERACIÓN CON COMPOSTA FRESCA Y COMPOSTA OPERADA A LARGO PLAZO	40
4.2 TASA DE REMOCIÓN vs CONCENTRACIÓN APLICADA	43
4.3 EFECTO DE LA CARGA MÁSCA Y DE LA ALTURA DEL MEDIO FILTRANTE SOBRE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN	44
4.4 EFECTO DEL TIPO DE MEDIO FILTRANTE SOBRE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN	45
4.5 SORCIÓN VS DEGRADACIÓN DE H ₂ S	46
4.6 HUMEDAD EN EL EMPAQUE	47
4.7 ACUMULACIÓN DE PRODUCTOS DE LA OXIDACIÓN DE H ₂ S	49
4.8 pH	52
4.9 CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DEL EMPAQUE	56
4.10 ANÁLISIS DE LA MICROBIOTA	58

4.10.1	Actividad sulfooxidante	58
4.10.2	Identificación de la microbiota	59
	MODELO DE CONVECCIÓN-DIFUSIÓN CON REACCIÓN (MODELO CDR)	61
4.10.3	Estimación del flujo máximo de operación	62
5	CONCLUSIONES	63
6	REFERENCIAS	65
7	ANEXOS	70
7.1	ANEXO 1 – HOJA DE SEGURIDAD DEL H ₂ S	70
7.2	ANEXO 2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	76
7.2.1	- Efecto del tipo de medio filtrante sobre la eficiencia de remoción	76
7.2.1.1	Composta fresca (5 y 18 g H ₂ S /m ³ h)	76
7.2.1.2	Composta operada a largo plazo (5 y 18 g H ₂ S /m ³ h)	79
7.3	EFECTO DEL TIPO DE MEDIO FILTRANTE SOBRE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN	82
7.3.1	Los dos tipos de composta operando con carga baja (5 g H ₂ S /m ³ h)	82
7.3.2	Los dos tipos de composta operando con carga alta (18 g H ₂ S /m ³ h)	85

LISTA DE TABLAS

Tabla 2 1. Clasificación de los biorreactores para el tratamiento de efluentes gaseosos.	7
Tabla 2 2. Conversiones biológicas de compuestos odoríferos importantes mediante biofiltración.	9
Tabla 2 3. Algunos tratamientos de H ₂ S mediante biofiltración reportados en literatura.	12
Tabla 2 4. Parámetros operacionales de un sistema de biofiltración	16
Tabla 3 1. Descripción de las columnas experimentales de biofiltración	30
Tabla 3 2. Descripción de las columnas controles de biofiltración	30
Tabla 3 3. Características del sistema y parámetros de operación	34
Tabla 3 4. Técnicas analíticas para la evaluación de los parámetros de control del sistema de biofiltración.	35
Tabla 3 5. Medio de cultivo para determinar actividad sulfooxidante de microorganismos	36
Tabla 4 1. Eficiencia de remoción lograda en la etapa estable de operación.	42
Tabla 4 2. Acumulación de productos de la oxidación de H ₂ S al término de la operación. Composta fresca	50
Tabla 4 3. Acumulación de productos de la oxidación de H ₂ S al término de la operación. Composta operada a largo plazo	50
Tabla 4 4. Constante de reacción, s ⁻¹ , obtenida mediante el modelo CDR	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 2 1. Esquema típico de un sistema de biofiltración convencional	8
Figura 2 2. Mecanismos de degradación del contaminante	9
Figura 2 3. Configuración de flujo descendente y ascendente en un biofiltro	16
Figura 2 4. Esquemas de procesos y variables involucrados en el modelo de convección-difusión reacción (CDR).	19
Figura 3 1. Esquema del sistema experimental de biofiltración de gases	27
Figura 3 2. Configuración de las columnas de biofiltración.	31
Figura 3 3. Sistema de biofiltración de gases, Ciudad Universitaria, México.	32
Figura 3 4. Análisis de muestras de composta para la identificación de la microbiota principal en composta	37
Figura 3 5. Extracción y limpieza del ADN de bacterias presente en el medio filtrante	38
Figura 4 1. Eficiencia de remoción por secciones de biofiltro vs. Tiempo de operación	40
Figura 4 2. Eficiencia de remoción por secciones de biofiltro vs. tiempo de operación	40
Figura 4 3. Eficiencia de remoción por secciones de biofiltro vs. Tiempo de operación	41
Figura 4 4. Eficiencia de remoción por secciones de biofiltro vs. Tiempo de operación	42
Figura 4 5. Tasa de remoción vs concentración aplicada	43
Figura 4 6. Tasa de remoción vs concentración aplicada	44
Figura 4 7. Por ciento de humedad promedio durante el tiempo de operación en el empaque del sistema de biofiltración - composta operada a largo plazo.	47
Figura 4 8. Eficiencia de remoción y humedad del empaque vs tiempo de operación -	48
Figura 4 9. Por ciento de humedad al final de la operación en el empaque del biofiltro control b- sin alimentación de agua adicional – composta operada a largo plazo.	48
Figura 4 10. Acumulación de sulfatos en el tiempo – composta fresca	49
Figura 4 11. Acumulación de sulfatos en el tiempo – composta operada a largo plazo	49
Figura 4 12. Imágenes del empaque de biofiltración-composta operada a largo plazo.	51
Figura 4 13. pH en el empaque del biofiltro-18 g H ₂ S(m ³ /h)	52
Figura 4 14. pH en el empaque del biofiltro-5 g H ₂ S(m ³ /h).	53
Figura 4 15. pH en el empaque del biofiltro-18 g H ₂ S(m ³ /h)	53
Figura 4 16. pH en el empaque del biofiltro-5 g H ₂ S(m ³ /h).	54
Figura 4 17. Eficiencia de remoción y pH vs tiempo de operación	55
Figura 4 18. pH en el empaque del biofiltro control a, sin contaminante.	56
Figura 4 19. Presión interna del biofiltro y compactación vs tiempo de operación	57
Figura 4 20. Densidad aparente en el empaque de las columnas de biofiltración.	57
Figura 4 21. Actividad sulfooxidante	58
Figura 4 22. Análisis de muestras de composta	59
Figura 4 23. Hoja de cálculo para realizar el modelado CDR	61

INTRODUCCIÓN

I.1 JUSTIFICACIÓN

La contaminación del agua es uno de los principales problemas a ser resueltos en este siglo, sin embargo, existen adversidades en el tratamiento de agua residual, entre ellas se encuentra la generación de olores asociada al tratamiento de residuos sólidos como el lodo biológico o fisicoquímico, así como al manejo del agua residual y a la degradación de materia orgánica. El principal causante de mal olor en dichas instalaciones es el sulfuro de hidrógeno (H_2S), uno de los compuestos más molestos al sentido del olfato por su fácil percepción a bajas concentraciones, contaminante gaseoso, tóxico e inflamable; resultado del metabolismo biológico anaerobio. Es por ello que representa ser un compuesto con gran importancia de tratamiento.

Además de producirse en las plantas de tratamiento de agua residual, se generan grandes cantidades de H_2S en actividades industriales como el procesamiento de alimentos, refinamiento del petróleo, en la manufactura de pulpa de papel y en la industria textil. El control de las emisiones de H_2S es esencial para proteger la salud humana así como para mitigar su impacto ambiental.

Para el tratamiento de H_2S existen tecnologías de tipo fisicoquímico y biotecnológico, sin embargo, si se sigue una política para proteger el ambiente basada en principios de sustentabilidad, se deberán favorecer los procesos biotecnológicos sobre los fisicoquímicos, debido a su bajo costo de operación, al bajo requerimiento de insumos tales como energía y reactivos, a la baja producción de desechos y a su eficacia de tratamiento.

Dentro de los procesos biotecnológicos se encuentra la biofiltración de gases, capaz de eliminar el H_2S de corrientes gaseosas mediante la actividad de microorganismos sulfooxidantes. La biofiltración es un proceso que utiliza microorganismos inmovilizados en una biopelícula sobre las partículas de un material de soporte poroso, también llamado medio biológico filtrante, empaque o soporte. A medida que el gas pasa a través del soporte, el contaminante se transfiere desde la fase gaseosa a la biopelícula y es metabolizado por los microorganismos, transformando al contaminante en compuestos sin olor, productos de la reacción de oxidación de los microorganismos. Se considera que la biofiltración es una tecnología económica y eficiente, en especial para el tratamiento de grandes flujos de aire poco contaminados. El costo de tratamiento es muy variable y puede oscilar entre 0.3 y 2.5 dólares americanos por 1000 m^3 de aire tratado, lo cual es de 3 a 10 veces inferior a las tecnologías de tratamiento de tipo fisicoquímico (incineración, adsorción, etc), dependiendo de la concentración y toxicidad de los contaminantes (Thalasso y Pineda, 2002).

El tratamiento biológico del aire es una tecnología establecida, sin embargo sigue en desarrollo mediante investigación relacionada con la resolución de problemas inherentes al proceso, tal como la búsqueda de nuevos medios filtrantes, la mejora del diseño, y modelado de la remoción de los contaminantes. Los parámetros de diseño y operación, como también los procesos microbiológicos que envuelve no están bien definidos. Sumado

a lo anterior, los efectos de la operación continua de un proceso de biofiltración sobre las características fisicoquímicas del empaque son pobremente descritos en la literatura (Elias *et al.*, 2001). Numerosas investigaciones se han desarrollado utilizando composta como empaque en sistemas de biofiltración, principalmente por su alta población microbiológica (Yang y Allen, 1994; Ergas *et al.*, 1995; Morgan-Sagastume *et al.*, 2003a), sin embargo, es reducida la investigación sobre medios filtrantes una vez que han sido sometidos a un largo plazo de operación.

Además del medio biológico filtrante, la humidificación del medio es esencial para el metabolismo y supervivencia de los microorganismos responsables de la degradación de los contaminantes del gas. El contenido de humedad en el empaque ha sido identificado como el parámetro de control más crítico en biofiltros (Van Lith *et al.*, 1990). La mayoría de los experimentos realizados han sido llevados a cabo con flujo ascendente y se ha observado secado de la cama en la zona de entrada (Morgan-Sagastume *et al.* 2003b); la configuración de tipo descendente ha sido utilizada en contadas ocasiones (Van Lith *et al.*, 1990) y ha mostrado capacidad de reducir problemas de secado en el empaque a la entrada del biofiltro.

En México, es necesario desarrollar tecnología nacional en el tratamiento de gases, haciendo uso de procesos de bajo costo y sustentables, como la biofiltración, para su aplicación a nivel industrial; para ésto es indispensable resolver los problemas mencionados, ya que muchos biofiltros se diseñan y operan de forma empírica. Como resultado, el comportamiento de los sistemas de biofiltración no es predecible y las condiciones de operación pueden no ser las mejores para la eficiencia deseada en el tratamiento de los contaminantes. Es necesario realizar esfuerzos en investigación para conocer el comportamiento de dicho sistema, posterior a un largo periodo de operación, ya que actualmente la investigación con la que se cuenta es en su mayoría relacionada al arranque y seguimiento durante los primeros días o meses de operación. En México los métodos biológicos para el tratamiento de H₂S han sido poco aplicados, un caso exitoso ha sido la instalación de un sistema de biofiltración de gases que opera a carga baja en un cárcamo de bombeo de Ciudad Universitaria, desde cinco años a la fecha. Si se desea extender el uso de la biofiltración de gases en nuestro país, tecnología acorde a las necesidades nacionales, es importante realizar estudios sobre los fenómenos físicos y microbiológicos involucrados en el desempeño del sistema a largo plazo.

Para colaborar en la solución de la problemática antes mencionada, que conlleve a garantizar el buen desempeño de dicha tecnología a largo plazo, en este trabajo se evaluó el efecto de la carga másica de H₂S y la altura del empaque, en el desempeño de un sistema de biofiltración, escala piloto, alimentado con flujo descendente, utilizando como medio filtrante composta extraída del sistema de biofiltración localizado en Ciudad Universitaria, con cinco años de operación, antes mencionado. A dicho medio filtrante evaluado se denominó *composta operada a largo plazo*.

HIPÓTESIS

En función a los problemas definidos en el punto anterior, es posible plantear las siguientes hipótesis.

1. Un sistema de biofiltración, empacado con *composta operada a largo plazo*, presentará una alta eficiencia de remoción para ambas cargas de contaminante: 5 y 18 gH₂S/m³h

Lo anterior se plantea con base en el efecto de aclimatación que presenta la composta al paso de la operación en el tiempo. Ergas *et al.* (1995), han operado un sistema de biofiltración por un período de un año, obteniendo eficiencias de remoción superiores al 90% de modo estable. Portilla y Torres (2007) operaron un sistema de biofiltración empacado con composta a escala piloto, alimentado con gas contaminado de H₂S, logrando eficiencias de remoción de 85, 95 y 99% para 3, 9 y 12 meses de operación, respectivamente.

2. Existe un efecto en la carga másica y en la altura del medio filtrante sobre la eficiencia de remoción de H₂S, siendo diferente en *composta operada a largo plazo* que en *composta fresca*.

Existe una correlación entre la carga alimentada y la capacidad de remoción, siendo ésta diferente para cada tipo de medio filtrante, debido a sus características físicoquímicas y microbiológicas. Es posible que a medida que un soporte se encuentre adaptado a la remoción de un contaminante específico, logre una mayor tolerancia a cargas másicas alimentadas, disminuyendo su efecto sobre la capacidad de remoción.

3. Es posible esperar homogeneidad en el perfil de humedad del medio filtrante a lo largo del biofiltro al operarlo en forma descendente

Los problemas de secado parecen ser un resultado de las reacciones biológicas exotérmicas (Kennes y Veiga, 2001) y generalmente se requiere la adición de agua extra al biofiltro en forma de rocío (Easter *et al.*, 2005). La producción de calor es más alta a la entrada del sistema, donde la concentración del contaminante es mayor, resultando en el secado del medio filtrante. Mediante un flujo descendente se planea hacer coincidir la mayor concentración del contaminante, con la entrada de agua adicional al medio, manteniendo una homogeneidad a lo largo del biofiltro.

4. Es posible realizar estudios, mediante técnicas de biología molecular, que ayuden a la identificación de microorganismos no cultivables presentes en sistemas complejos como composta.
5. Es posible estimar el caudal máximo a ser tratado bajo las mismas condiciones de operación, del medio filtrante en cuestión, mediante el uso del modelo CDR (Morgan-Sagastume *et al.* 2003).

I.1 OBJETIVOS

I.1.1 Objetivo general

Evaluar el efecto de la carga másica y altura del medio filtrante sobre la remoción de H₂S mediante biofiltración con composta obtenida de un sistema operado a largo plazo

I.1.2 Objetivos particulares

1. Diseñar y construir un sistema de biofiltración de gases a nivel planta piloto.
2. Evaluar el desempeño de un sistema de biofiltración de gases a lo largo del empaque de biofiltración en la eficiencia de remoción de H₂S, utilizando *composta operada a largo plazo*, a dos distintas cargas másicas de operación: 5 y 18 g H₂S/m³h.
3. Estudiar la homogeneidad en la humedad a lo largo del medio filtrante mediante la operación con flujo descendente.
4. Identificar los géneros microbianos principales involucrados en la transformación del contaminante, en función del tiempo de operación, a través de análisis de biología molecular.

2 ANTECEDENTES

Los sistemas colectores y de tratamiento de agua residual generan compuestos con olor hacia la atmósfera. Hay dos tipos de emisiones de aire reguladas por Instituciones tanto federales como regionales: contaminantes criterio y contaminantes tóxicos o peligrosos. Un tercer tipo, el olor, no se encuentra especificado bajo regulación en México; sin embargo resulta ser molesto para la sociedad.

Dentro del marco del tratamiento de agua residual, la mayoría de los olores generados son comunmente compuestos sulfurados, siendo el sulfuro de hidrógeno (H_2S) el compuesto predominante. Otros tipos de compuestos cuya base es el azufre se encuentran en bajas concentraciones, pueden causar complicaciones porque son detectables a niveles muy bajos de concentración y tienden a dispersarse relativamente lento. Éstos son compuestos de la familia de los sulfuros totalmente reducidos, que incluyen al metilmercaptano, dimetilsulfuro, etilmercaptano, disulfuro de carbono y sulfuro de carbonilo.

Los olores son generados en las plantas de tratamiento de agua residual cuando el agua pasa tiempo en exceso en estado de anaerobiosis, ocasionando descomposición de sólidos, o también por la degradación de sustancias nitrogenadas como proteínas, liberando amonio y otros compuestos odoríferos (Easter *et al.*, 2005).

2.1 SULFURO DE HIDRÓGENO (H_2S)

Entre los elementos químicos que al mezclarse con otros elementos y/o compuestos que forman desagradables olores se encuentra el azufre. Éste no solamente es importante para los seres vivos como parte constitutiva de su organismo; debido a su continua oxidación y reducción y a procesos de asimilación - desasimilación dentro de lo que se llama el ciclo biológico del azufre, 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. Además, el azufre es de importancia para la producción de diversos satisfactores materiales para la vida del hombre a través de su transformación en procesos industriales (industria petroquímica, alimenticia, procesamiento fotográfico, papel, ingenios azucareros y plantas de tratamiento de gas natural y aguas residuales); por lo que es posible encontrar al azufre predominantemente en el ambiente como sulfuros, sulfatos y azufre elemental.

Sin embargo, es en las plantas de tratamiento de aguas residuales donde el sulfuro de hidrogeno ha tomado gran relevancia para su estudio por sus características tóxicas, propiedades corrosivas, demanda de oxígeno, inflamabilidad, por el umbral de percepción de olor muy bajo que presenta el humano (concentraciones de 0.02-0.13 ppmv) y mal olor que genera (Morgan-Sagastume *et al.*, 1999; Morgan-Sagastume *et al.*, 2001) debido al rompimiento de aminoácidos y a la descomposición de otros compuestos orgánicos sulfurados así como la reducción de sulfatos y sulfitos a ácido sulfhídrico (Morgan-Sagastume *et al.*, 1999).

Por las propiedades tóxicas que presenta el H₂S, la exposición a bajas concentraciones puede causar en el humano dolores de cabeza, náuseas, irritación de los ojos y garganta así como rinitis, queratoconjuntivitis, fotofobia, tos intensa y bronconeumonía. En tanto que la exposición a altas concentraciones pueden 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. Además, por su propiedad corrosiva, el H₂S ataca a diferentes materiales como el hierro, cobre, cemento, etc., así como a los cultivos y a la vegetación en general (Morgan-Sagastume et al., 2001; Spedding, 1981).

En el Anexo I se localiza la hoja de seguridad para manejo de H₂S, la cual ofrece información amplia sobre el contaminante.

2.2 TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LOS CONTAMINANTES GASEOSOS

Para el tratamiento biológico de gases existen básicamente tres sistemas de tratamiento: la biofiltración convencional, los biolavadores y los biofiltros percoladores (Morgan-Sagastume *et al.*, 1999; Morgan-Sagastume *et al.*, 2001; Thalasso y Pineda, 2002). En el presente trabajo se denominará “biofiltración” al sistema de tipo convencional. Estas técnicas difieren en la naturaleza del soporte utilizado, orgánico en los biofiltros convencionales, o sintético para los filtros percoladores; la presencia o ausencia de una fase líquida móvil y por sus capacidades de tratar diferentes contaminantes (Thalasso y Pineda, 2002). En la Tabla 2-1 se resumen las características de los tres tipos de biorreactores para el tratamiento de efluentes gaseosos.

Tabla 2-1. Clasificación de los biorreactores para el tratamiento de efluentes gaseosos.

Tipo de reactor	Microorganismos	Fase acuosa
Biofiltro	Fijos	Estacionaria
Biofiltro percolador “ <i>biotrickling</i> ”	Fija	Fluida
Filtro biolavador “ <i>bioscrubber</i> ”	Suspendida	Fluida

Fuente: Devinny *et al.*, 1999.

2.3 BIOFILTRACIÓN DE GASES

2.3.1 Conceptualización del proceso

La biofiltración ha llegado a ser una elección popular para tratar corrientes gaseosas, ésta es aceptada por ser una tecnología eficiente y limpia, la cual no utiliza sustancias químicas, evitando así la generación de residuos peligrosos difíciles de ser dispuestos (Easter *et al.*, 2005).

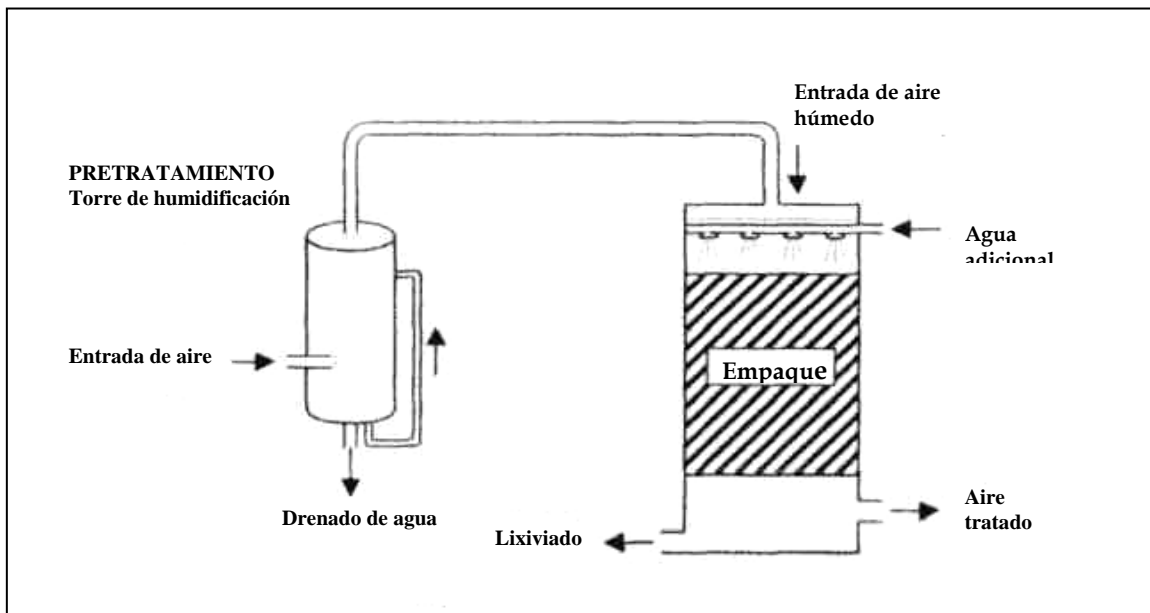


Figura 2-1. Esquema típico de un sistema de biofiltración convencional
(Kennes y Veiga, 2001)

Un sistema de biofiltración convencional, tal como se muestra en la Figura 2-1, básicamente consiste de un sistema compresor, el cual se encarga de inyectar el aire contaminado a un sistema de pretratamiento, con el fin de filtrar y humidificar el aire, esto último generalmente se realiza al pasar la corriente de aire a través de una torre de humidificación, obteniendo así aire saturado de agua. De ser necesario, la temperatura debe ajustarse a un intervalo adecuado para la degradación biológica. Posteriormente el aire contaminado y pretratado es introducido, de modo descendente o ascendente, al biorreactor o biofiltro, empacado con un soporte adecuado, donde los contaminantes son metabolizados por los microorganismos presentes en dicho soporte.

La biofiltración de gases, 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. Los biofiltros son sistemas que utilizan tradicionalmente una base orgánica como composta, turba, corteza de madera en virutas u otros soportes disponibles en el mercado; en los biofiltros, el medio mismo provee los nutrientes necesarios como fuente orgánica, nitrógeno, potasio y fósforo que los microorganismos requieren para su metabolismo.

La degradación del contaminante por los microorganismos no puede realizarse directamente de la fase de gas, sino que requiere de un paso previo de transferencia a un medio líquido en donde se encuentran los microorganismos formando la biopelícula. Este transporte se lleva a cabo debido a un gradiente de concentración entre las 2 fases. Para que la biofiltración sea competitiva con los otros métodos de tratamiento, este fenómeno de transferencia aire-líquido debe ser rápido, ya que típicamente los tiempos de residencia en los biofiltros son cortos. El transporte de los contaminantes al interior de la biopelícula se

lleva a cabo por difusión. En la interfase gas-líquido, los contaminantes y el oxígeno se encuentran en equilibrio.

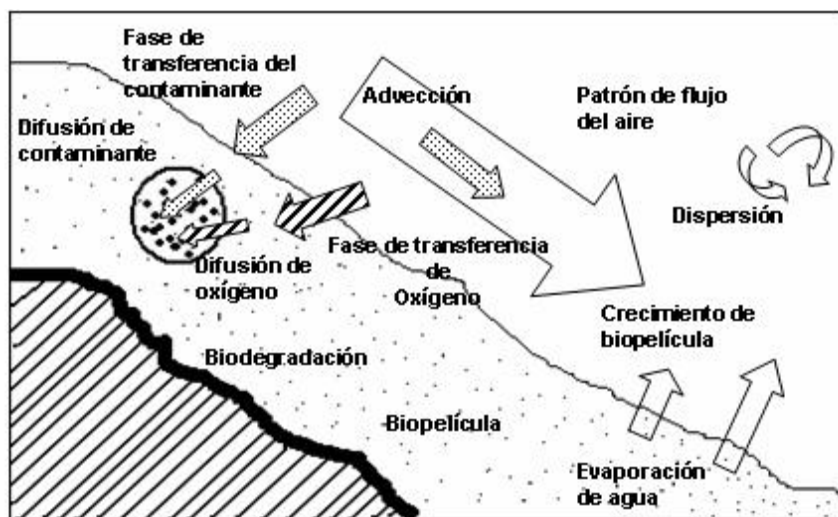


Figura 2-2. Mecanismos de degradación del contaminante
(Deviny y Ramesh, 2005)

Algunas de las transformaciones biológicas importantes logradas mediante procesos de biofiltración en compuestos causantes de olor, así como los microorganismos responsables, se muestran en la Tabla 2-2.

Tabla 2-2. Conversiones biológicas de compuestos odoríferos importantes mediante biofiltración.

Transformación	Reacción general		Bacterias típicas	Ambiente en función del O ₂
	Reactivos	Productos		
Oxidación de compuestos orgánicos volátiles (COV)	COV	CO ₂ , H ₂ O	Bacterias quimioheterótrofas	Aerobio
Nitrificación	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	Bacterias nitrificantes	Aerobio
Oxidación de sulfuro	H ₂ S	S ⁰ , SO ₄ ²⁻	Bacterias sulfooxidantes	Aerobio
Desnitrificación	NO ₃ ⁻	N ₂	Bacterias capaces de desnitrificar	Anaerobio

Fuente: Mc Nevin y Barford, 2000.

2.3.2 Datos históricos del proceso de biofiltración

Los primeros reportes del uso de los sistemas de biofiltración datan de 1923, donde se utilizaron para remover el azufre (H_2S) proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales. Los primeros biofiltros fueron sistemas abiertos en los que se empleaba suelo poroso como soporte. Para ciertas aplicaciones, aún se siguen utilizando variantes de este diseño. La primera patente de esta tecnología se registró en 1934 cuyo objetivo fue el tratamiento de compuestos olorosos. A partir de 1950 se publican los fundamentos de la tecnología de la biofiltración y se difunde en los Estados Unidos de América y Alemania occidental. En esta década, se instalan biofiltros de suelo para el tratamiento de olores en California, E.U.A. y en Nuremberg, Alemania (Leson y Winer, 1991).

En la década de los 70, los nuevos diseños de los biofiltros permitieron mayores cargas de olores y compuestos volátiles. Estos diseños se desarrollaron principalmente en Alemania y en los países bajos. Los sistemas seguían siendo abiertos pero con una modificación en la distribución del aire para evitar el taponamiento y se utilizaron nuevos materiales de empaque, tales como mezclas de composta y trozos de madera. En los años 80 se desarrollaron sistemas cerrados, algunos con sistemas de control computarizados y empleando medios filtrantes inorgánicos novedosos, tales como el carbón activado granular, el poliestireno y las cerámicas. A mediados de esta década se publican también diferentes modelos matemáticos que permiten optimizar y comprender mejor los sistemas de biofiltración (Ottengraff *et al.*, 1986)

Posteriormente, a nivel laboratorio, el estudio de la biofiltración permitió hacer de ésta una tecnología versátil para el control de diversos compuestos volátiles, y con el avance del estudio en la biofiltración, la lista de compuestos que pueden ser tratados mediante esta tecnología fue aumentando. Los biofiltros han mostrado la habilidad de remoción de sulfuro de hidrógeno, metil mercaptano, y otros compuestos azufrados reducidos; asimismo los compuestos orgánicos volátiles (COV) han sido exitosamente controlados.

La remoción de H_2S reportada es generalmente alta, excediendo del 98% y alcanzando el 99%, o incluso mayor (Brennan *et al.*, 1996).

A su vez, la evolución de los diseños de los biofiltros ha permitido el tratamiento de mayores cargas de contaminantes. La optimización de los biorreactores también ha sido posible mediante el estudio de diversos materiales filtrantes que proporcionan el medio adecuado para el desarrollo de microorganismos y entre los que se encuentran materiales orgánicos (como composta, turba, y suelos contaminados) o bien materiales sintéticos (carbón activado granular, poliestireno y cerámicas). En los últimos años, las investigaciones se han enfocado a la creación de sistemas con mejor control de los procesos, al estudio de las cinéticas de degradación de los compuestos recalcitrantes o bien al estudio de modelos matemáticos que permiten optimizar y comprender mejor los sistemas de biofiltración. Existen actualmente numerosas aplicaciones a nivel industrial de la biofiltración a nivel mundial. La tendencia actual involucra el perfeccionamiento de la biofiltración tradicional hacia equipos de alto desempeño para el tratamiento de emisiones con concentraciones altas de compuestos recalcitrantes utilizando microorganismos previamente seleccionados y adaptados. Sin embargo, existen pocos reportes acerca de la

implementación de este tipo de procesos a nivel industrial y, por consiguiente, de las técnicas de escalamiento correspondientes (Cárdenas *et al.*, 2003).

En relación con la investigación básica y aplicada en biofiltración en nuestro país, existen algunos grupos de análisis cuyas líneas de investigación se han enfocado tanto al estudio de fenómenos físicos, químicos y biológicos de estos procesos como al diseño y aplicación de sistemas de biofiltración. A la fecha se ha usado con éxito la biofiltración para tratar compuestos orgánicos volátiles (Devinny *et al.*, 1993), mezclas de H₂S y NH₃ (Chung *et al.*, 2000), gasolina (Namkoong *et al.*, 2001), benceno (Zilli *et al.*, 2001), tolueno (Cárdenas *et al.*, 2003) y muchos otros compuestos, a nivel laboratorio y algunos a escala planta piloto. En Ciudad Universitaria, UNAM, México, en el año 2002 se construyó un sistema de biofiltración de gases a escala real con un volumen de trabajo de 12 m³, tratando un flujo de 1600 L aire/min, resultado de un trabajo llevado a cabo por Morgan-Sagastume (2003). El sistema opera exitosamente a la fecha.

2.3.3 Diseño y operación de un sistema de biofiltración de gases

Un diseño adecuado considera un gran número de factores, como son la población microbiana adecuada para el consumo de los contaminantes en cuestión, las condiciones ambientales propicias para su desarrollo como humedad, pH, empaque, acondicionamiento del gas influente, velocidad del gas, tiempo de residencia, etc. Todos los factores tienen un único objetivo: proveer un ambiente adecuado para favorecer el metabolismo de los microorganismos presentes en el soporte y responsables de las transformaciones químicas. Los principales factores se citan a continuación.

2.3.3.1 Material de soporte

El desempeño de un biofiltro es altamente dependiente del tipo de material de soporte, también llamado empaque o medio filtrante. El material de soporte es una fase sólida sobre la cual se adhieren los biocatalizadores, los microorganismos, resultando en el desarrollo de una *biopelícula*, la cual se desarrolla gracias a la degradación de los contaminantes.

A través de la historia han sido utilizados diversos tipos de materiales, muchos de ellos naturales, así como una mezcla de éstos. Entre los más comunes se puede mencionar la composta, la turba, el suelo y derivados de la madera.

A pesar que el suelo fue probablemente el primer material de soporte natural usado en biofiltración, la composta y la turba han sido aceptados y son ahora probablemente los empaques no sintéticos más utilizados. El uso de la composta como medio filtrante, particularmente en corrientes de aire, proporciona alta porosidad, gran capacidad de adsorción para compuestos orgánicos e inorgánicos, buena retención de humedad y la capacidad de mantener altas tasas de degradación (Devinny *et al.* 1999). Sin embargo, el desempeño de un sistema de biofiltración depende en gran medida del origen y naturaleza del tipo de composta (Kennedy y Veiga, 2001). La composta es una mezcla de componentes que no resulta ser siempre la misma.

Bohn (1992) discute sobre las características de la composta y el suelo como materiales filtrantes, establece que la diferencia entre estos empaques es que los poros de los suelos y su permeabilidad es menor que en los lechos de composta, por tanto, los lechos de suelo requieren un área mucho mayor para tratar los gases a una velocidad de gas y caída de presión determinadas. Los biofiltros empacados con composta han tenido una mayor aplicación debido a la familiaridad de este material y a que requieren un área menor con respecto a los empacados con suelo, sin embargo, los empaques de composta necesitan ser mezclados periódicamente (Morgan-Sagastume 2003) para prevenir apelmamientos. Por otro lado, establece que los suelos son hidrofílicos, y pueden ser rehidratados en caso de secado, mientras que la composta, la cual es un material hidrofóbico y es difícil hidratar nuevamente cuando pierde humedad significativamente. Los biofiltros de composta son más adecuados para grandes flujos de aire que contengan compuestos contaminantes fácilmente biodegradables, y los empaques de suelo son recomendados cuando los compuestos son biodegradados lentamente y por tanto, requieren de tiempos de residencia grandes.

El material de empaque debe tener una alta capacidad de porción y al mismo tiempo una gran porosidad para minimizar la caída de presión. Sin embargo, esta característica parece ser mutuamente excluyente en los empaques naturales. Por esta razón se han usado se han usado mezclas de materiales altamente porosos y de estructura estable, como tezontle, viruta de madera, etc.

En la Tabla 2-3 se cita una serie de biofiltros que han tratado H₂S y el tipo de empaque utilizado. Las eficiencias de remoción varían ampliamente, pero siempre son cercanas al 99%.

Tabla 2-3. Algunos tratamientos de H₂S mediante biofiltración reportados en literatura.

Autores	Eficiencia de remoción	Empaque utilizado
Yang y Allen (1994)	0.999	Composta de varias fuentes, escala laboratorio.
Ergas <i>et al.</i> (1995)	0.999	Composta, conchas marinas.
Brennan <i>et al.</i> (1996)	0.99	Turba, escala laboratorio
Chung <i>et al.</i> (2000)	>0.95	Empaque con microorganismos inmovilizados en alginato de calcio
Morgan <i>et al.</i> (2003)	>0.9	Composta.
Chávez <i>et al.</i> (2004)	>0.99	Bagazo de caña y piedra pómez.
Barona <i>et al.</i> (2004)	0.08-0.97	Excremento de caballo, lodo biológico, suelo y algas, excremento de cerdo

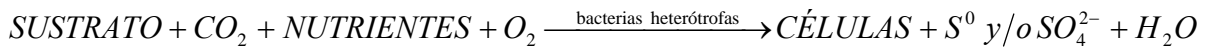
2.3.4 Microbiota

Los microorganismos utilizan el contaminante como fuente de carbono y energía (compuestos orgánicos) o sólo como fuente de energía (ciertos compuestos nitrogenados y azufrados), tal es el caso del H₂S.

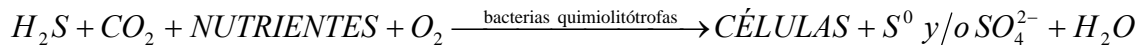
Cuando los contaminantes son introducidos al sistema de biofiltración, éstos son transferidos desde el aire a una fase acuosa, una película que rodea las partículas de soporte. Los contaminantes son degradados aeróbicamente a varios productos o incorporados a la biomasa de los microorganismos responsables de la degradación. Un sistema de biofiltración debe promover un buen contacto entre las partículas orgánicas y el aire contaminado. El sistema de biofiltración consiste de tres fases en contacto íntimo: una sólida, una líquida y otra de tipo gaseosa. La interdependencia de estas tres no es claro aún (Mc Nevin y Barford, 2000). Kowal y colaboradores (1993), proporcionan evidencia para sugerir que la remoción de H₂S en un biofiltro ocurre mediante tres procesos principales: (i) la absorción en el agua presente en la cama o empaque; (ii) la adsorción en la superficie sólida y posteriormente (iii) la biodegradación.

Los compuestos contaminantes causantes del mal olor, tal como el H₂S, son oxidados por microorganismos de tipo quimiolitótrofos, presentes en el medio, los cuales utilizan los compuestos reducidos como fuente de energía.

La reacción bioquímica que describe el proceso de biofiltración es (Burgess *et al.*, 2001; Cárdenas *et al.*, 2003; Syed *et al.*, 2006):



En el caso de la oxidación del H₂S por acción de las bacterias en el proceso de biofiltración, la reacción bioquímica sería así:



Para la remoción de H₂S en condiciones aerobias, Janssen *et al.* (1995) reportaron que la oxidación biológica de H₂S por microorganismos sulfooxidantes presenta dos principales reacciones dependientes de la concentración de O₂ disuelto:



La última reacción, donde se involucra la producción de sulfatos es la preferida por los organismos, ya que de ésta deriva mayor energía para su crecimiento y mantenimiento que aquella reacción en donde se produce azufre elemental; sin embargo, esta última es la que

se intenta favorecer con la finalidad de disminuir el contenido de compuestos azufrados disueltos en los efluentes líquidos, formando azufre elemental cuya propiedad de poca solubilidad lo convierten en el producto deseado.

Dentro de los microorganismos capaces de oxidar el H_2S , 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 N_2 permite la oxidación del sulfuro a sulfato. El *Thiobacillus ferrooxidans* en particular, plantea un proceso de tratamiento de H_2S muy simple y eficaz en el cual se regenera el oxidante a través de la intervención del microorganismo (Oyarzún *et al.*, 2003).

Entre las características del género bacteriano *Thiobacillus* se tienen las siguientes:

- a) Células gram negativas.
- b) Con forma de bacilos.
- c) Dimensionadas entre $0.3\mu m \times 1\mu m - 0.3\mu m \times 3\mu m$.
- d) Algunas especies presentan flagelo (en distribución polar) que les da movilidad.
- e) No se conoce formación de esporas.
- f) Capaces de oxidar compuestos azufrados (S^0 , H_2S , $N_2S_2O_3$, politionatos y tiocianatos).
- g) El principal producto final es SO_4^{2-} aunque, el S^0 , SO_3^{2-} , y politionatos pueden acumularse transitoriamente.
- h) La mayoría de las especies son autótrofas estrictas, otras son quimiolitótrofas, en tanto que otras son capaces de crecer quimioorganotróficamente.
- i) El género incluye microorganismos aerobios obligados y facultativos desnitrificantes.
- j) El intervalo de temperatura para el crecimiento es de 20 a 43 °C.
- k) El intervalo de pH para el crecimiento es de 2 a 8.
- l) Depositán el azufre fuera de la célula.

2.3.5 pH

El pH en los biofiltros debe ser mantenido cercano al pH neutro para facilitar la actividad microbiana máxima. Los microorganismos degradadores de H_2S pueden sobrevivir a valores de pH tan bajos como 2, mientras que para la remoción de otros tipos de compuestos, comúnmente se requiere pH neutro.

2.3.6 Temperatura

La operación de un biofiltro depende de la temperatura del gas y de la cama. Los microorganismos, por lo general, operan eficientemente en un intervalo de 15 a 30°C. A

temperatura menor de 15°C, el sistema biológico comienza a disminuir significativamente, reduciendo por ende la eficiencia de remoción. A valores mayores a 40°C, el tipo de microorganismos presentes cambia de mesofílicos a termofílicos, la generalidad de los procesos disminuyen en su eficiencia de remoción al aumentar la temperatura por encima de este valor. Adicional a lo anterior, el índice de solubilidad y adsorción disminuye conforme la temperatura aumenta. Los biofiltros reciben la mayoría del calor requerido para mantener la temperatura de la cama, mediante el paso del gas y el resto, como resultado de la actividad metabólica microbiana.

2.3.7 Humedad

A nivel reactor, el reto principal del proceso es el de mantener la humedad apropiada, ya que cuando la humedad es baja debida al secado disminuye sensiblemente la actividad biológica y por tanto el desempeño global del sistema. Por lo general, un intervalo de 40-60% de humedad presente en un medio orgánico es adecuado (Van Groenestijn y Kraakman, 2005). Un soporte poco húmedo no soportará una comunidad microbiana robusta y diversa; por el contrario, aquel soporte en extremo húmedo resultará muy denso, resultando una compactación y presión interna elevada, y porosidad deficiente, con la consecuente formación de zonas anaerobias. Por tanto, es muy importante proporcionar un medio húmedo estable. El secado del reactor se encuentra determinado por la humedad del aire de entrada, el flujo y por el calor liberado por la reacción de oxidación.

Hay dos formas de evitar el secado de los biofiltros: prehumidificación del aire, es decir, el aire contaminado es humidificado antes de ser introducido al reactor, e irrigación directa, lo cual consiste en un sistema instalado en la parte superior del reactor que compensa la falta de agua, (Bagherpour et al., 2005). Comúnmente ambos recursos son utilizados simultáneamente para lograr el control en la humedad del empaque.

El aire contaminado puede ser alimentado de forma descendente o ascendente (Figura 2-3) a través del biofiltro empacado con el material de soporte; la configuración de tipo descendente ha sido utilizado en algunas ocasiones (van Lith *et al.*, 1990) debido a su capacidad de reducir problemas de secado en el empaque a la entrada del biofiltro.

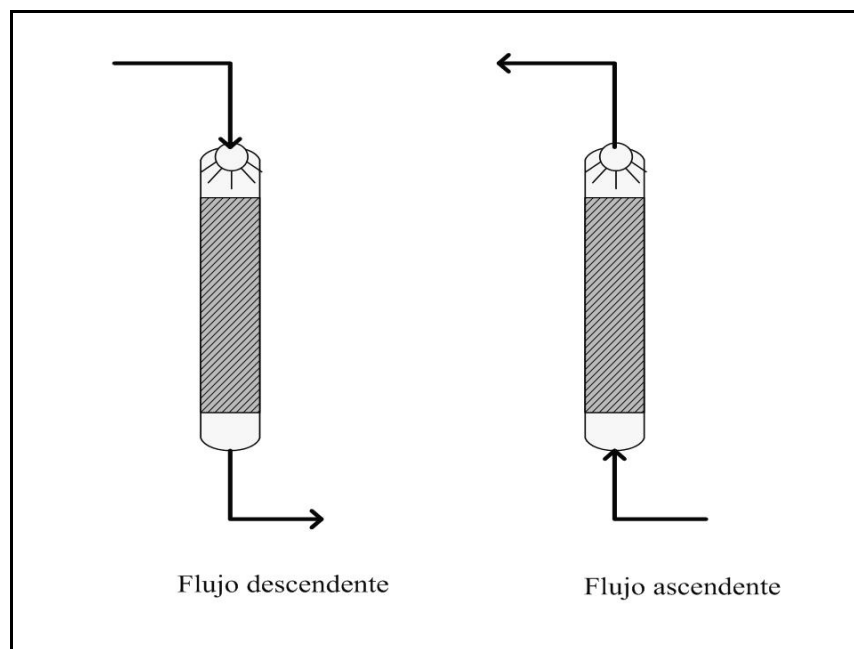


Figura 2-3. Configuración de flujo descendente y ascendente en un biofiltro

2.3.8 Velocidad del gas

La carga del gas puede ser representada en términos de velocidad de flujo. Los valores de velocidad del gas a través del biofiltro están en un intervalo de 18 a 570 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$, aunque los intervalos normalmente utilizados se encuentran entre 18 a 96 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$.

2.3.9 Carga másica del contaminante

La carga másica de H_2S se define como la cantidad de H_2S que se introduce al sistema por unidad de tiempo por unidad de volumen del material del soporte [$\text{gH}_2\text{S}/(\text{m}^3\text{h})$]. La capacidad máxima de eliminación de un material de soporte específico corresponde a la máxima cantidad de contaminante que puede degradarse a 1m^3 de soporte por hora, sin que se inhiba la actividad de los microorganismos presentes en él y se expresa en las mismas unidades de la carga. (Chávez *et al.*, 2004). Estos dos parámetros juegan un papel central en el diseño y operación de un sistema de biofiltración.

En la Tabla 2-4 se resumen los parámetros operacionales de interés en un sistema de biofiltración.

Tabla 2-4. Parámetros operacionales de un sistema de biofiltración

PARÁMETRO	ECUACIÓN	DEFINICIÓN	UNIDADES
Tiempo de residencia cama vacía (TRCV)	$TRCV = \frac{V_f}{Q}$	Esta definido como el volumen de biofiltro dividido por el flujo de aire que ingresa al biofiltro.	segundos
Tiempo de residencia real (TRR)	$TRR = \frac{V_f \times \alpha}{Q}$	Es definido como el volumen total del lecho filtrante multiplicado por la porosidad del lecho del medio filtrante y dividido por el caudal de aire a tratar.	segundos
Carga superficial (CS)	$CS = \frac{Q}{A_f}$	Define la cantidad de aire o contaminantes que serán tratados; la carga volumétrica y superficial corresponden al volumen de gas que se trata por unidad de volumen o área, respectivamente, de medio filtrante en una unidad de tiempo.	$m^3 m^{-2} h^{-1}$
Carga volumétrica (CV)	$CV = \frac{Q}{V_f}$		$m^3 m^{-3} h^{-1}$
Carga másica superficial (CMs)	$CMs = \frac{Q \times C_o}{A_f}$	La carga másica superficial y volumétrica representa la masa de contaminante que ingresa al biofiltro por unidad de área o volumen, respectivamente, de medio filtrante por unidad de tiempo.	$g m^{-2} h^{-1}$
Carga másica volumétrica (CMv)	$CMv = \frac{Q \times C_o}{V_f}$		$g m^{-3} h^{-1}$
Eficiencia de remoción (E)	$E = \frac{(C_o - C_e)}{C_o} \times 100$	Se define como la fracción del contaminante eliminado por el biofiltro.	%
Capacidad de eliminación (CE)	$CE = \frac{(C_o - C_e)Q}{V_f}$	Es la masa de contaminante degradada por unidad de volumen de medio filtrante por unidad de tiempo	$g m^{-3} h^{-1}$

Modificado de Devinny *et al.*, 1999; Etcharren, 2005; Mc Nevin y Barford, 2000; Metcalf y Eddy, 2003.

Donde

- V_f = Volumen del reactor
- Q = Caudal o flujo
- α = Porosidad
- A_f = Área superficial
- C_o = Concentración influente del contaminante
- C_e = Concentración de salida

2.4 MODELACIÓN DEL SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN DE GASES

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.

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) 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 Devanny, (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.* (1993) 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.

2.4.1 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.

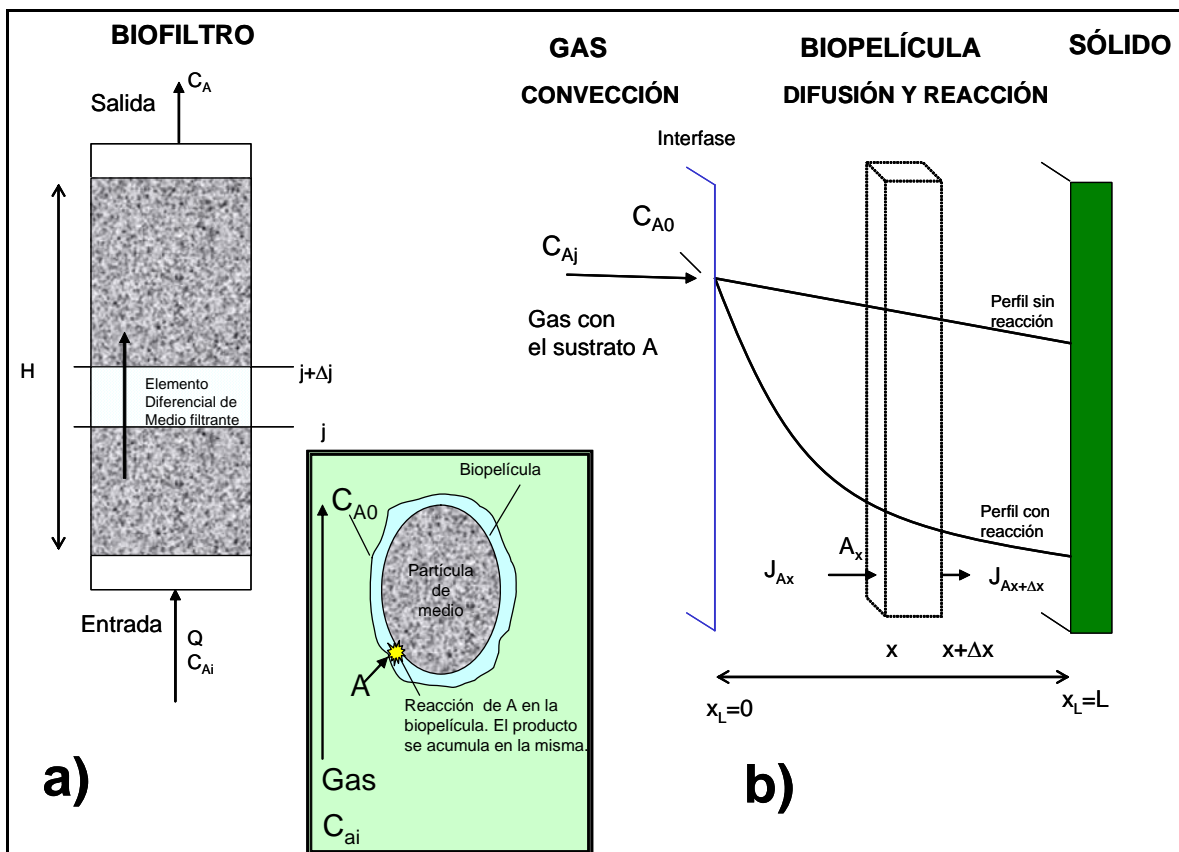


Figura 2-4. Esquemas de procesos y variables involucrados en el modelo de convección-difusión reacción (CDR).

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_{Ai}) 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:

- 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:

$$\frac{dv_{gz}}{dz} = 0 \quad \text{Ecuación 5}$$

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

$$v_{gr} = 0 \quad \text{Ecuación 6}$$

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 2-4 a):

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

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:

$$A_T [N_{Aj} - N_{Aj+\Delta j}] - N_{Ai} a_0 A_T \Delta j = 0 \quad \text{Ecuación 7}$$

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 $\text{Lim } \Delta j=0$, obteniéndose lo siguiente:

$$\frac{[N_{Aj} - N_{Aj+\Delta j}]}{\Delta j} - N_{Ai} a_0 = 0 \quad \text{Ecuación 8}$$

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

$$-\frac{dN_{Aj}}{dj} - N_{Ai} a_0 = 0 \quad \text{Ecuación 9}$$

donde N_{Aj} (flujo molar de A en la dirección j) caracteriza solamente la parte de flujo convectivo de la corriente gaseosa donde $N_{Aj}=C_A v_j$ 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:

$$r_A = k_R C_A \quad \text{Ecuación 10}$$

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 $\Delta x A_x$ (Figura 2-4) dentro de la biopelícula es el siguiente:

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

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

En términos matemáticos es:

$$A_x [J_{Ax} - J_{Ax+\Delta x}] - r_A A_x \Delta x = 0 \quad \text{Ecuación 11}$$

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 Ecuación 11 resulta ser:

$$-\frac{dJ_A}{dx} - r_A = 0 \quad \text{Ecuación 12}$$

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

$$J_A = -D \frac{dC_A}{dx} \quad \text{Ecuación 13}$$

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

Al sustituir la Ecuación 10 y la Ecuación 13 en la Ecuación 12 se obtiene que:

$$\frac{d^2 C_A}{dx^2} - \frac{k_R C_A}{D} = 0 \quad \text{Ecuación 14}$$

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:

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

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

2) En la parte más profunda de 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:

$$C_A = C_{A0} \left[\frac{\text{Cosh}\left(\beta\left(1 - \frac{x_L}{L}\right)\right)}{\text{Cosh}(\beta)} \right] \quad \text{Ecuación 15}$$

Donde

$$\beta = \sqrt{\frac{k_R L^2}{D}} \quad \text{Ecuación 16}$$

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 15 define el perfil de concentraciones a lo largo del espesor de la biopelícula.

La ecuación de rapidez de transferencia de masa (Ecuación 9) expresada en términos de C_A utilizando $N_{Aj}=\nu_j C_A$ es:

$$-\nu_j \frac{dC_A}{dj} - N_{Ai} a_0 = 0 \quad \text{Ecuación 17}$$

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_{Ai} .

Al utilizar la Ley de Fick (ver Figura 2-4-b), N_{Ai} es:

$$N_{Ai} = -D \frac{dC_A}{dx_L} \quad \text{Ecuación 18}$$

Al sustituir la Ecuación 15 en la Ecuación 18 y resolver la derivada con respecto a x_L se obtiene:

$$N_{Ai} = \frac{DC_{A0}}{L} \beta \text{Tanh}\left[\beta\left(1 - \frac{x_L}{L}\right)\right] \quad \text{Ecuación 19}$$

Al evaluar la Ecuación 19 en $x_L=0$ para establecer la N_{Ai} en la interfase, se obtiene la siguiente expresión:

$$N_{Ai} = \frac{DC_{A0}}{L} \beta \text{Tanh}[\beta] \quad \text{Ecuación 20}$$

La Ecuación 20 se sustituye en la Ecuación 17 para obtener:

$$-v_j \frac{dC_A}{dj} - \frac{C_{A0}D}{L} a_0 \beta \text{Tanh}(\beta) = 0 \quad \text{Ecuación 21}$$

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:

$$\frac{C_A}{C_{Ai}} = \text{Exp} \left[- \frac{Da_0 j H R T \beta}{H L v_j} \text{Tanh}(\beta) \right] \quad \text{Ecuación 22}$$

2.5 IDENTIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS MEDIANTE TÉCNICAS DE BIOLOGÍA MOLECULAR

La necesidad de cultivar los microorganismos para identificarlos ha limitado la comprensión de la diversidad microbiana, ya que ahora se sabe que más del 90% de los microorganismos en los ambientes naturales no pueden ser cultivados usando las técnicas tradicionales (Amann, 1998). No es posible obtener cultivos puros de ciertos microorganismos porque dependen de las actividades de otros microorganismos o porque no se conocen las condiciones para su cultivo.

Para incluir la detección de microorganismos no cultivables o aún no cultivados se utilizan métodos en los que se extraen ácidos nucleicos directamente del medio a analizar y a partir de éstos se determina la diversidad microbiana. La obtención de “huellas digitales” es posible mediante técnicas de biología molecular como lo es la Electroforesis en Gel con Gradiente de Temperatura (TGGE, por sus siglas en inglés). La obtención de “huellas genéticas”, que constituyen un patrón o un perfil de diversidad genética de una comunidad microbiana, las más utilizadas en la actualidad, ofrece información valiosa que contribuye en abrir “la caja negra” de los sistemas biológicos, clave en el conocimiento de las reacciones microbiológicas responsables del funcionamiento de dichos sistemas, lo cual, además de resultar en avance de la ciencia básica, tiene importancia técnica, ejemplo de esto es el arranque rápido y control adecuado de la operación de los sistemas biológicos.

La técnica TGGE se basa en separar electroforéticamente los fragmentos de rADN amplificados previamente, mediante técnicas como PCR.

La aplicación de la electroforesis en gel con gradientes desnaturizantes como TGGE permite separar fragmentos de la misma longitud pero con diferentes secuencias, que son las características de los obtenidos mediante la amplificación de regiones de los genes ribosomales del DNA de una comunidad microbiana. De hecho, es posible separar fragmentos que difieren en una sola base. El gradiente de temperatura provoca la separación de las cadenas dobles de DNA. Éstas tienen dominios con temperaturas de fusión característicos, de manera que cuando se alcanza determinada temperatura, la molécula se divide parcialmente y disminuye su velocidad de migración en el gel. Para evitar la separación completa de las dos cadenas, se une una secuencia rica en Citosina-Guanina (C-G), que requiere condiciones más drásticas de desnaturización, llamada grapa C-G, en el extremo 5' de uno de los cebadores. Las bandas se visualizan generalmente tiñendo con bromuro de etidio (Muyzer y Smalla, 1998).

3 METODOLOGÍA

DESCRIPCIÓN DEL EXPERIMENTO

Para poder evaluar el efecto de la carga másica y el efecto de la altura del medio filtrante, *composta operada a largo plazo*, sobre la eficiencia de remoción de H₂S, en el presente trabajo se diseñó y construyó un sistema experimental de biofiltración de gases a escala piloto, de flujo descendente. El sistema experimental (Figura 3-1) contó con cuatro columnas de biofiltración de gases, con carga del contaminante de 5 y 18 g H₂S/m³h a la entrada del sistema, cada una por duplicado; cuatro columnas control; cuatro torres humidificadoras y un sistema distribuidor de gas sintético: una mezcla de H₂S de alta pureza y aire, dosificado con bombas peristálticas. El sistema fue operado en dos fases. Las columnas de biofiltración de gases fueron empacadas, en la primera fase del experimento, con composta testigo: *composta fresca*, y en la segunda fase, con la composta a evaluar: *composta operada a largo plazo*.

Para fines de este trabajo, se denominó *composta operada a largo plazo* a aquella composta extraída de un sistema de biofiltración que ha trabajado removiendo compuestos causantes de mal olor, entre ellos H₂S en concentración aproximada de 10 ppm, en un cárcamo de bombeo de agua residual, durante cinco años a la fecha, en el campus Ciudad Universitaria. Se denomina *composta fresca* a aquella elaborada previo al inicio del presente trabajo, testigo experimental en la evaluación del efecto de la carga másica y altura del medio filtrante.

El desempeño del sistema fue evaluado en términos de eficiencia de remoción. Se midió simultáneamente, una vez al día: caída de presión, humedad de la corriente gaseosa y temperatura. Humedad del medio filtrante, pH y la acumulación de productos de la oxidación de H₂S se midieron con una frecuencia de dos veces por semana.

1. Se operó el sistema hasta lograr un estado estacionario en términos de eficiencia de remoción del H₂S alimentado. La configuración del sistema experimental y la planeación de la operación se determinaron mediante un diseño experimental descrito a continuación.

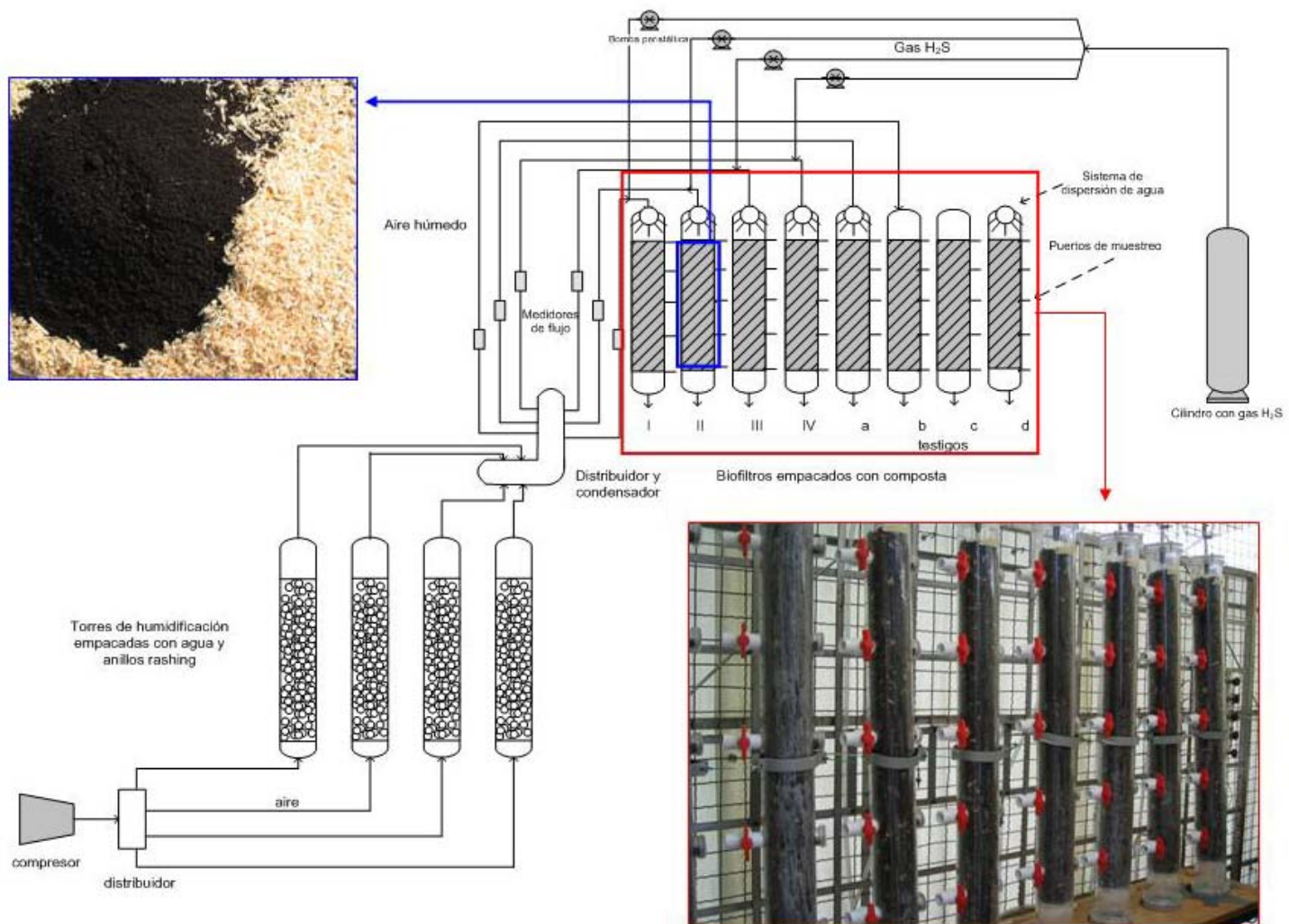


Figura 3-1. Esquema del sistema experimental de biofiltración de gases

DISEÑO EXPERIMENTAL Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El desempeño del sistema de biofiltración puede expresarse en términos de la eficiencia de remoción de gas H_2S . La variable cuantitativa de respuesta, para cada punto de muestreo del biofiltro, es la eficiencia de remoción del H_2S . Se pretende la evaluación de los factores en un intervalo donde el efecto sea lineal, considerándose los siguientes niveles:

Factor 1 – Carga másica

Niveles:

1. $5 \text{ gH}_2\text{S/m}^3\text{h}$
2. $18 \text{ gH}_2\text{S/m}^3\text{h}$

Factor 2 – Altura del medio filtrante

Niveles:

2. 0 – 20 cm
3. 0 – 40 cm
4. 0 – 60 cm
5. 0 – 80 cm

Para evaluar el efecto de los factores, así como de las interacciones, y considerando el múltiple número de factores y niveles en el diseño, se realizó un análisis estadístico de varianza (ANOVA) multifactorial. Para el cálculo del análisis se hizo uso del programa estadístico *Statgraphics Plus*®. Se estudió el efecto de la carga másica y de la altura del medio filtrante sobre la eficiencia de remoción, considerando un efecto estadísticamente significativo para un 95 % de los datos, es decir, se considera como diferencia significativa el 5 %. Así mismo se estudió el efecto del tipo de medio filtrante sobre la eficiencia de remoción. En el Anexo II se puede encontrar el resultado del análisis estadístico realizado.

Réplicas

El experimento se realizó por duplicado para cada tratamiento.

Variable de control

La humedad la corriente gaseosa y en el medio filtrante fueron variables de control. Para lograr la mejor homogeneidad en la humedad del medio filtrante se optó por la alimentación de las columnas de biofiltración en flujo descendente. La humidificación de la corriente gaseosa se logró con el empleo de torres de humidificación.

Factor incontrolable

Puesto que las condiciones climáticas cambian, se tiene un factor, el cual es incontrolable: la temperatura. En la atmósfera se sabe que existe una variación significativa de la temperatura, pero dentro del sistema de biofiltración, se mantiene relativamente constante.

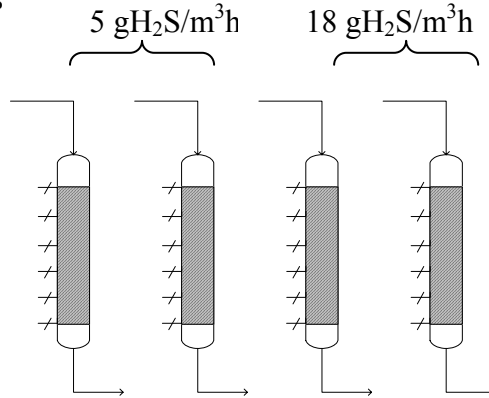
Etapas de operación experimental

Se operó el experimento en dos fases:

- **Fase 1**

Medio biológico filtrante: composta testigo: *composta fresca*

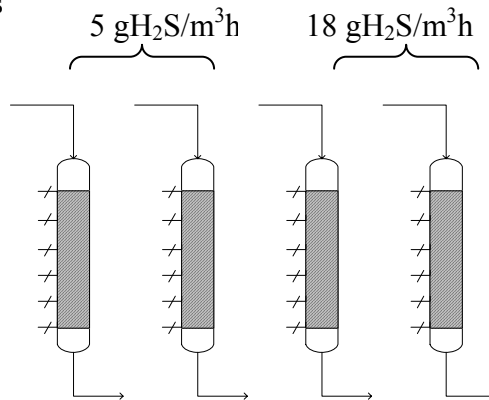
Carga: Todos los niveles



- **Fase 2**

Medio biológico experimental: *composta operada a largo plazo*

Carga: Todos los niveles



CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

Columnas de biofiltración

La planta piloto (Figura 3-1) se conformó por cuatro columnas *experimentales* de biofiltración (Tabla 3-1), alimentadas descendentemente con una mezcla de gas sintético H₂S-aire (10 L/min), con concentración de 50 ppm y 180 ppm para lograr las cargas másicas de 5 g H₂S/m³h y 18 g H₂S/m³h, respectivamente, manteniendo el caudal de gas y volumen del medio filtrante constantes.

Tabla 3-1. Descripción de las columnas *experimentales* de biofiltración

Componentes	Biofiltros experimentales			
	1	2	3	4
Carga másica (g H ₂ S/m ³ /h)	18	18	5	5
Corriente de aire	○	○	○	○
Adición de agua	○	○	○	○

● Ausencia ○ Presencia

Se contó con cuatro columnas *controles* de biofiltración (Tabla 3-2) operando como sigue:

Tabla 3-2. Descripción de las columnas *controles* de biofiltración

Componentes	Biofiltros testigo			
	a	b	c	d
H ₂ S	●	●	●	●
Corriente de aire	○	○	●	●
Adición de agua	○	●	○	●

● Ausencia ○ Presencia

Control *a*: sin entrada de contaminante

Control *b*: sin adición de agua y sin entrada de contaminante

Control *c*: con adición de agua, sin entrada de contaminante y sin entrada de aire

Control *d*: sin adición de agua, sin entrada de contaminante y sin entrada de aire.

Las columnas de biofiltración fueron construidas con tubos de acrílico de 4" de diámetro (10.16 cm) con una altura de 115 cm; fueron empacadas con medio filtrante con una altura de 0.8 m. El medio filtrante fue soportado en el fondo del biofiltro por una malla fina de plástico con apertura de 1 mm (Figura 3-2).

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 el extremo superior se colocó un aspersor para realizar alimentación adicional de agua sobre el medio filtrante. En el extremo inferior se localizó una salida con válvula para controlar la salida y colección de lixiviados (Figura 3-2).

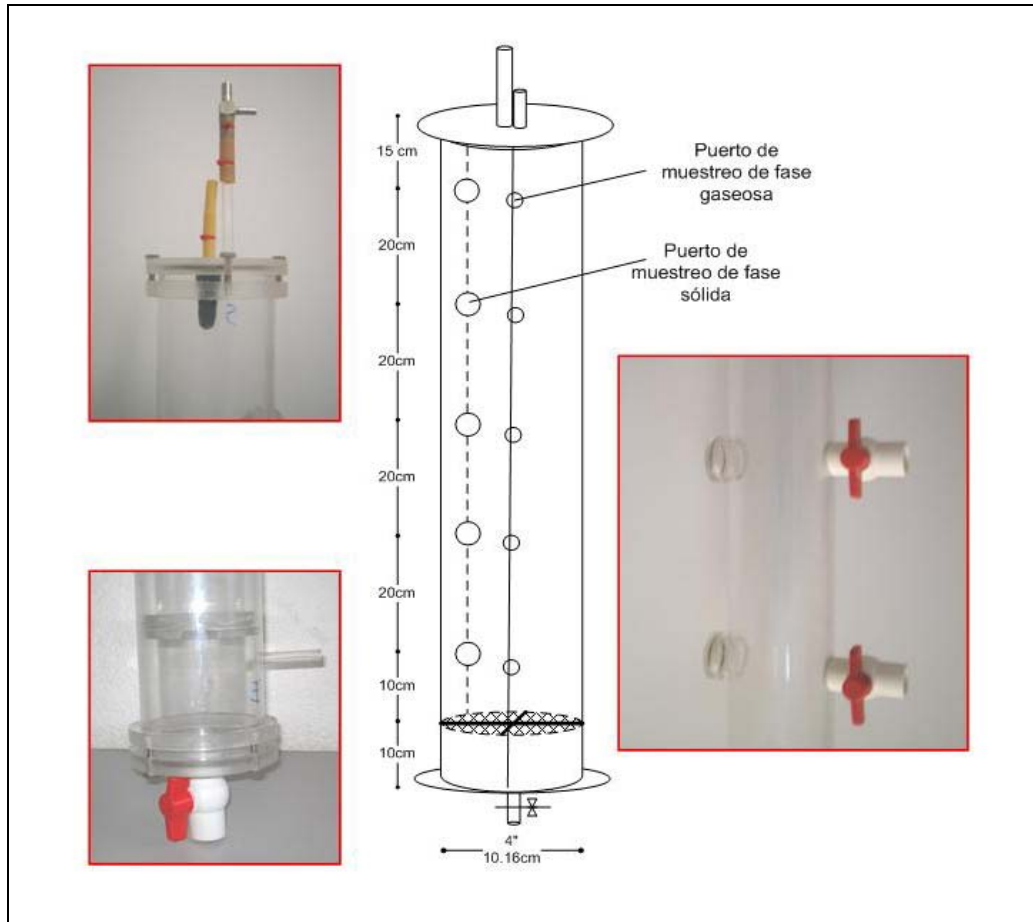


Figura 3-2. Configuración de las columnas de biofiltración.

Las columnas de biofiltración fueron empacadas con composta, la elaboración de los dos tipos de composta se describe a continuación:

Origen y elaboración de la composta

La *composta operada a largo plazo* fue extraída de un sistema de biofiltración de gases a escala real que opera desde hace cinco años a la fecha acoplado a un cárcamo de bombeo de agua residual, en el campus de Ciudad Universitaria (Figura 3-3). La concentración de entrada en dicho sistema de biofiltración de gases es aproximadamente 10 ppmv de H₂S. Dicha composta fue elaborada cinco años antes de este trabajo, con el mismo procedimiento que la *composta fresca*.



Figura 3-3. Sistema de biofiltración de gases, Ciudad Universitaria, México..

La *composta fresca* fue elaborada cuatro meses previos a este trabajo.

Ambos tipos de composta, *composta operada a largo plazo* y *composta fresca*, fueron elaboradas, en la Coordinación de Áreas Verdes de Ciudad Universitaria, de la misma forma, y con el mismo tipo de componentes. El proceso de elaboración de composta se llevó a cabo por medio de pilas estáticas y duró aproximadamente 3 meses. El procedimiento general fue el siguiente:

1. Se realizó un mezclado de hojas y residuos de jardinería con estiércol de caballo en una proporción 4:1 (v/v); se adicionó agua hasta lograr una humedad entre 60% y 70% aproximadamente.
2. La mezcla fue introducida en un contenedor aireado y fue homogeneizada periódicamente para lograr una temperatura no mayor de 50 °C - 60°C.
3. La mezcla fue analizada continuamente en términos de pH y conductividad eléctrica, mediante lo cual se identificó su tiempo de maduración.

Características del empaque al inicio del experimento

Composta operada a largo plazo:

Porosidad del empaque (t=0)	0.5 (50%)
Densidad real del empaque (t=0)	1.16 g/mL
Densidad aparente del empaque (t=0)	0.59 g/mL

Composta fresca:

Porosidad del empaque (t=0)	0.5 (50%)
Densidad real del empaque (t=0)	1.12 g/mL
Densidad aparente del empaque (t=0)	0.57 g/mL

Para la composta producida por la Coordinación de Áreas Verdes, UNAM, en Morgan-Sagastume (2003) se reporta una relación de carbono – nitrógeno de 20:1, una humedad relativa del 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%, un coeficiente de uniformidad de 1.2 y un tamaño efectivo de partícula de 1.7.

Empaque del sistema

Ambos tipos de composta fueron tamizados a través de malla número 4, con apertura de 4.7 mm. La composta se mezcló con viruta fina de madera, como agente abultante, en proporción 4:1 (v/v).

El por ciento de humedad en la mezcla composta – viruta de madera se ajustó a 65% para ambos tipos de composta.

La mezcla composta – viruta de madera se introdujo en las columnas de biofiltración hasta una altura de 80 cm de empaque.

Torres humidificadoras de aire

Para evitar el secado del medio, se utilizaron cuatro columnas humidificadoras, construidas con tubos de PVC de 6 pulgadas (15.15 cm) de diámetro y 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 Rashing. Con estas columnas fue posible humidificar el aire a valores superiores de 95% de humedad relativa, a una temperatura de 20±5 °C.

Adición de agua

Adicionalmente, para lograr una humidificación del medio filtrante superior al 50% de humedad, como se sugiere en la literatura (Burgess *et al.*, 2001). Se agregaron 30 mL de agua manualmente al medio filtrante cada 24 h mediante un sistema de riego por aspersión acoplado a cada biofiltro en el extremo superior; para el cálculo de la dosificación se siguió una relación aire-agua recomendada en la literatura (Leson y Winner, 1991), correspondiente a una operación convencional de los biofiltros con una tasa de 2 mL de agua por metro cúbico de gas tratado.

Corriente gaseosa H₂S - aire

Las columnas de biofiltración fueron alimentadas descendientemente con una mezcla sintética de aire prehumidificado (<95% de humedad) y gas H₂S (97% pureza, Praxair México) a concentraciones de 50 ppm y 180 ppm a la entrada de los biofiltros, para obtener la carga másica determinada: 5 y 18 g H₂S /m³h, respectivamente, manteniendo volumen y caudal de gas constante. Dicha adición se efectuó mediante bombas peristálticas Cole-Parmer, con controlador de revoluciones (0 a 100 rpm). La concentración de H₂S en la corriente gaseosa se determinó con el instrumento SRII Analyzer, calibrado previamente. La corriente de aire introducida a los biofiltros se hizo por medio de compresores de aire (Alita 80), controlando el flujo de 10 L/min (0.6 m³/h) a través de rotámetros Cole-Parmer.

El sistema de biofiltración de gases (Figura 3-1) operó con las características descritas en la Tabla 3-3: Todos los experimentos fueron efectuados a la presión atmosférica de la Ciudad de México (585 mm Hg) y a una temperatura ambiente 20±5° C.

Tabla 3-3. Características del sistema y parámetros de operación

Material de los biofiltros	Acrílico transparente
Diámetro interno	10.16 cm (4 pulgadas)
Grueso de pared	0.635 cm (0.25pulgadas)
Longitud	115 cm
Volumen de trabajo	6.5 L
Caudal de aire	10 L/min
Concentración a la entrada del reactor	50 ppmv y 180 ppmv
Altura del empaque	80 cm
Área superficial	81 cm ²
Tiempo de residencia en cama vacía	39 s
Tiempo de residencia	19 s
Carga superficial	74 m ³ /(m ² h)

Wright (1989) reporta tiempos de residencia de entre 10 y 60 s y Ottengraf y Diks (1991) de 10 a 30 s; estos resultados sugieren que el tiempo de residencia no debe estar por arriba de 1 minuto; en este trabajo el tiempo de residencia (19 s) se localizó entre los límites reportados en dicha literatura.

Análisis fisicoquímicos

La evaluación de las variables de control así como de respuesta en el sistema se realizó mediante las técnicas señaladas en la Tabla 3-4.

Tabla 3-4. Técnicas analíticas para la evaluación de los parámetros de control del sistema de biofiltración.

Fase	Tipo de medición	Técnica analítica	Frecuencia de medición
Gas influente y efluente	Humedad	Equipo de medición electrónico Digi-sense modelo no. 91090- 00. Cole Parmer Instruments Co.	Una vez por día
	Concentración de H ₂ S	Celdas electroquímicas SR11-U-100, BW Technologies	Una vez por día
	Flujo	Rotámetros Cole Parmer Instruments Co.	Una vez por día
	Temperatura	Digi-sense, Cole Parmer Instruments Co. Temperature/ humidity Data logger.	Una vez por día
Medio filtrante	pH	Hendershot et. al., (1993)	Dos veces por semana
	Humedad	Gravimetría. Parent y Caron (1993); Topp (1993).	Dos veces por semana
	Concentración de SO ₄ ²⁻ , SO ₃ ²⁻ , S ²⁻	Método fotométrico Merck Spectroquant Nova 60.	Dos veces por semana
	Densidad aparente y real	Gravimetría y volumetría. Parent y Caron (1993)	Una vez en t=0 y una vez al finalizar el experimento
	Fracción de espacio vacío o porosidad	Se calcula por medio del desplazamiento de agua o por la relación (densidad aparente-densidad real)/ densidad aparente. Parent y Caron (1993)	Una vez en t=0 y una vez al finalizar el experimento
	Compactación	Por diferencia de altura en el empaque. Warkentin (1993)	Dos veces por semana
	Caída de presión	Manómetro diferencial de agua.	Una vez por día
	Temperatura	Digi-sense, Cole Parmer Instruments Co. Temperature/ humidity Data logger.	Una vez por día
Lixiviado	Actividad sulfooxidante	Medición de concentración de SO ₄ ²⁻ en medio líquido.	Una vez en t=0
	pH y alcalinidad	Hendershot et. al., (1993), Klute (1986)	Dos veces por semana
	SO ₄ ²⁻ , SO ₃ ²⁻	Método fotométrico Merck Spectroquant	Dos veces por semana

Análisis de la microbiota

Se estudió la actividad microbiana de tipo sulfooxidante presente en ambos tipos de composta, al inicio del experimento, y se realizó un estudio tentativo de la identificación de los géneros microbianos presentes a lo largo del tiempo de operación.

Actividad sulfooxidante

Las bacterias involucradas en la oxidación de H₂S son de tipo quimiolitótrofas, utilizan compuestos inorgánicos como H₂S, Na₂S₂O₃ entre otros como fuente de energía, generando sulfatos como uno de los productos de dicha oxidación. Es posible conocer la actividad sulfooxidante de los microorganismos presentes en un empaque para biofiltración a través de la cuantificación de sulfatos producidos, utilizando para esta experimentación el medio de cultivo descrito en la Tabla 3-5.

Tabla 3-5. Medio de cultivo para determinar actividad sulfooxidante de microorganismos

Reactivo		Cantidad
Tiosulfato de sodio	Na ₂ S ₂ O ₃ 5H ₂ S	10 g
Fosfato de hidrógeno dipotasio	K ₂ HPO ₄	2 g
Sulfato de magnesio	MgSO ₄ 7H ₂ O	0.1 g
Cloruro de calcio	CaCl ₂ 2H ₂ O	0.1 g
Sulfato de amonio	(NH ₄) ₂ SO ₄	0.1 g
Cloruro férrico	FeCl ₃ 6H ₂ O	0.02 g
Agua destilada c.b.p.	H ₂ O	1 L

APHA/WWA/WEF, 1998.

Identificación de microorganismos

El diagrama de flujo presentado en la siguiente figura resumen los pasos necesarios para lograr extracción de rADN, su amplificación, corrimiento en gel y su posterior secuenciación.

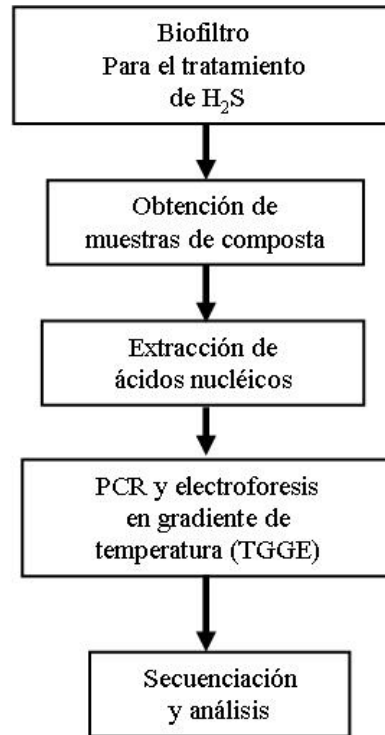


Figura 3-4. Análisis de muestras de composta para la identificación de la microbiota principal en composta

Obtención de muestras de composta

Se tomaron muestras en tres puntos distintos de cada biofiltro: entrada, parte media y salida del biofiltro, realizando a partir de los anteriores una muestra compuesta, para cada uno de los distintos tiempos de muestreo. Se realizaron 5 muestreos para la composta experimental *composta operada a largo plazo* y un muestreo para la composta testigo *composta fresca*.

El análisis se realizó a partir de 250 mg de la muestra compuesta con humedad constante en los distintos tiempos de muestreo.

Extracción de ácidos nucleicos

Para la extracción del ADN se utilizó el kit UltraClean Soil DNA de la marca Mo Bio (cat. # 12800-100). Una vez extraído, el ADN se procedió a limpiarlo con un tratamiento de fenol-CIA, posteriormente se realizó un proceso de desalinización y concentración del ADN con el kit Qiaex II (cat. 20021). La determinación de la concentración del ADN se realizó con un biofotómetro de marca Eppendorf.

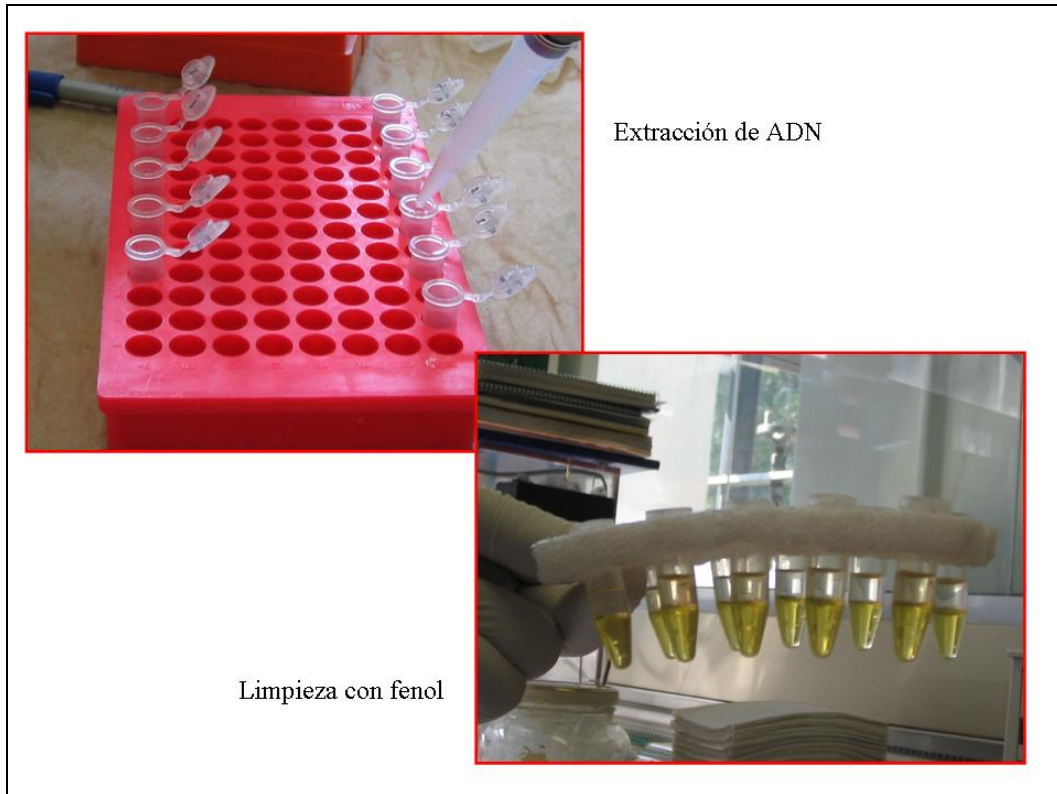


Figura 3-5. Extracción y limpieza del ADN de bacterias presente en el medio filtrante

PCR, Amplificación del ADN de la subunidad 16S ribosomal

Se amplificó la región V3 de la subunidad ribosomal 16S, dicha amplificación se realizó por PCR (DNA Polymerase chain Reaction). La reacción se efectuó con aproximadamente 30 ng de ADN genómico purificado, 1X de tampón de reacción para HotStar HiFidelity Polymerase Kit de Qiagen (cat. 202602), 10 μ L de solución Q, 200 μ M de cada uno de los cuatro Deoxinucleótidos trifosfato, 0.75 U de Hotstar Polymerase, 50 pmol de cada uno de los cebadores P341-GC y P534-R. Ambos cebadores P341-GC (5'-CGC CCG CCG CGC GCG GCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG GCC TAC GGG AG GCAGCAG-3') y P534-R (5'-ATT ACC GCG GCT GCT GG-3') fueron adquiridos de la empresa Invitrogen. Las reacciones de amplificación se realizaron en un termociclador Eppendorf, la reacción se sometió al siguiente programa: una desnaturalización de 94°C durante 15 minutos, seguido de 40 ciclos de desnaturalización a 94°C durante 1 minuto, hibridación a 53°C durante 1 minuto y extensión a 72°C durante 1 minuto, finalmente una extensión a 72°C durante 7 minutos. Los productos de PCR fueron purificados por precipitación con 1/10 de volumen de acetato de sodio 3M pH 5.2 y 2.5 volúmenes de etanol absoluto frío. El ADN fue visualizado en un gel de agarosa al 2% (p/v) teñido con bromuro de etidio y fotografiado en un fotodocumentador Gel Doc XRS de Bio Rad.

Electroforesis en gradiente de temperatura en gel (TGGE)

El TGGE se realizó de acuerdo a lo reportado por Felske *et al.* (1999). Los productos de PCR fueron separados en un gel de poliacrilamida al 8% (p/v) [acrilamida:bis-acrilamida [37.5:1]], 7 M de urea, 30 μ L de TEMED (N,N,N',N'-Tetramethylethylenediamine) y 400 μ L de una solución al 10% (p/v) de persulfato de amonio. La electroforesis se llevó a cabo en el DCode Universal Mutation Detection System (Bio-Rad) con 1.25X del tampón de difusión Tris, acetato de magnesio, acetato amonio, EDTA (TAE)) con un gradiente de temperatura de 56.5 a 68°C con un aumento de 2°C/h a 130 volts durante 5 hrs. El gel fue teñido con bromuro de etidio 0.5 μ g/mL durante 40 minutos. La visualización del ADN se hizo en un fotodocumentador Gel Doc XRS (Bio Rad). Las bandas fueron cortadas con un bisturí y puestas en 300 mL de TAE. El ADN fue extraído con el kit QIAquick Gel Extraction (cat. 28704) y reamplificado.

Secuenciación y análisis

Las bandas extraídas del gel de TGGE una vez purificadas fueron reamplificadas por PCR utilizando los cebadores P341-F y P534-R bajo las mismas condiciones ya antes mencionadas.

La secuenciación se efectuó en un secuenciador automático ABI 3100. La reacción de secuenciación fue hecha con BigDye Terminator 3 sequencing kit (Applied Biosystems) con cebadores universales. La secuenciación fue elaborada en la unidad de servicios del Instituto de Fisiología Celular de la Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, D.F. Cada una de las bandas fue secuenciada en ambas direcciones. Una vez obtenida las secuencias de cada una de las bandas aisladas del gel de TTGE se procedió a alinearlas usando el algoritmo Blast del NCBI (National Center for Biotechnology Information).

4. DISCUSIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

OPERACIÓN CON COMPOSTA FRESCA Y COMPOSTA OPERADA A LARGO PLAZO

El sistema empacado con *composta fresca* operó durante 27 días, logrando una estabilidad en la eficiencia de remoción al día 16-17 para ambos valores de carga másica alimentada. La Figura 4-1 muestra el comportamiento en la eficiencia de remoción por puertos de muestreo del biofiltro alimentado con 5 g H₂S /m³h. En la Figura 4-2 se muestra el comportamiento del sistema frente a la carga másica alimentada de 18 g H₂S /m³h.

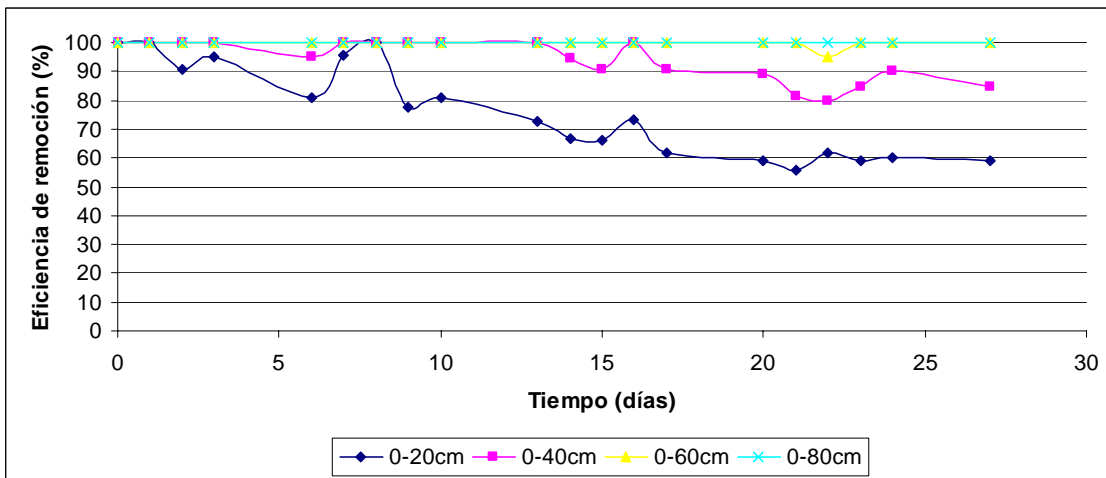


Figura 4-1. Eficiencia de remoción por secciones de biofiltro vs. Tiempo de operación
Composta fresca 5 g H₂S /m³h

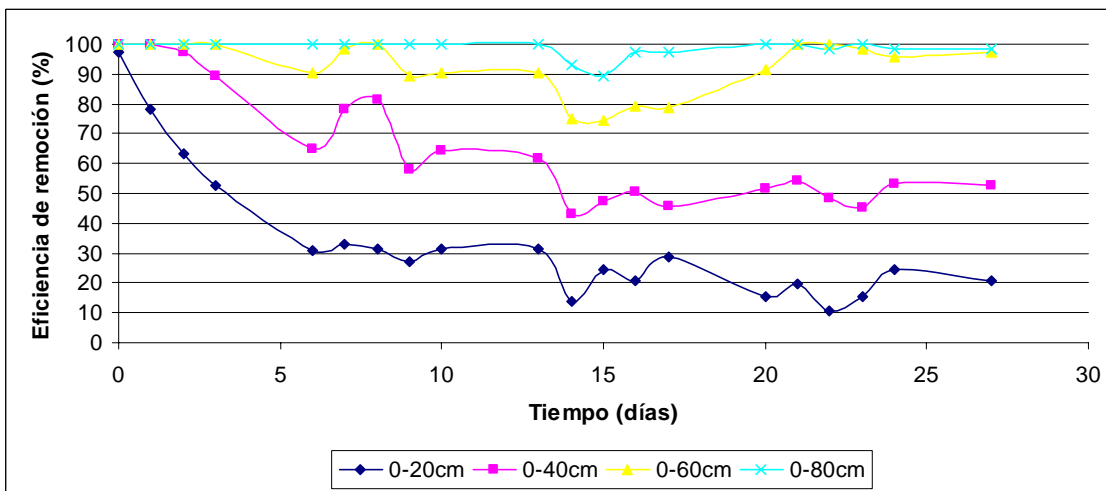


Figura 4-2. Eficiencia de remoción por secciones de biofiltro vs. tiempo de operación
Composta fresca 18 g H₂S /m³h

En el sistema operado con carga $5 \text{ g H}_2\text{S/m}^3\text{h}$ se observa una caída en la eficiencia de remoción en los primeros 17 días de 100 a 60 % para 0 – 20 cm y desde 100 a 80 - 90 % para 0 – 40 cm de empaque de biofiltración, hasta mantenerse estable a partir del día 17 de operación. En el sistema operado con carga $18 \text{ g H}_2\text{S/m}^3\text{h}$ se presenta una caída mayor con respecto a la carga baja, ya que para los primeros 20 cm de empaque se presenta una transición en la eficiencia de remoción que va desde 100 % para el primer día de operación, hasta 20 % para 0 -20 cm del biofiltro; y desde 100 a 50 % en los primeros 40 cm y de 100 a 89 % para los primeros 60 cm. Se muestra una estabilidad general a partir del día 17 de operación. Sin embargo, se mantiene una eficiencia del 100% con el total del biofiltro desde el primer día de operación.

Una vez lograda la estabilización del sistema, en la Tabla 4-1 se resumen los resultados de las eficiencias de remoción del contaminante en función de la altura del biofiltro

El sistema empacado con *composta operada a largo plazo* operó durante 28 días, logrando una estabilidad en la eficiencia de remoción al día 10 - 11 para ambos valores de carga másica alimentada. La Figura 4-3 muestra el comportamiento en la eficiencia de remoción por puertos del biofiltro alimentado con $5 \text{ g H}_2\text{S/m}^3\text{h}$. La Figura 4-4 muestra el comportamiento del sistema frente a la carga másica alimentada de $18 \text{ g H}_2\text{S/m}^3\text{h}$.

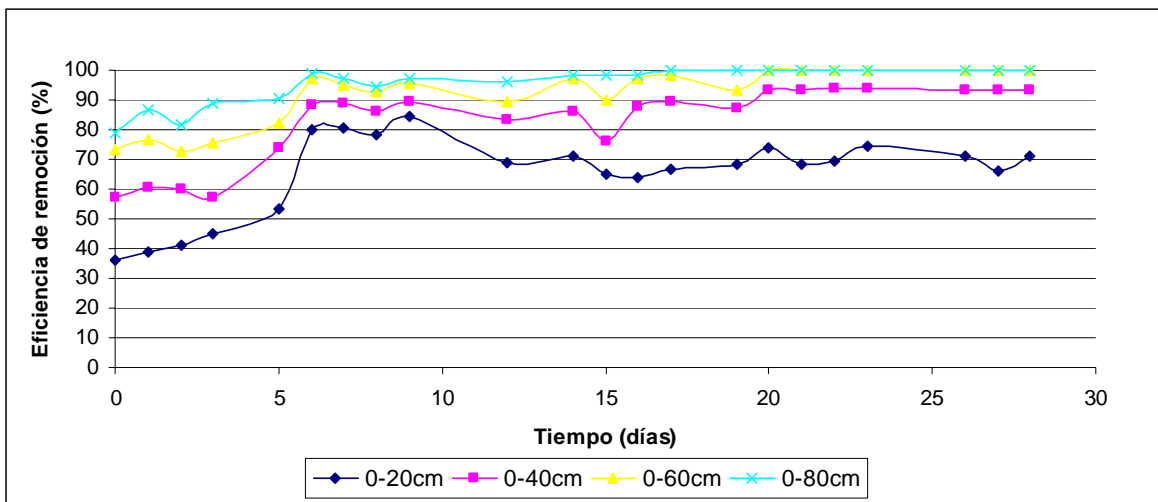


Figura 4-3. Eficiencia de remoción por secciones de biofiltro vs. Tiempo de operación Composta operada a largo plazo $5 \text{ g H}_2\text{S/m}^3\text{h}$

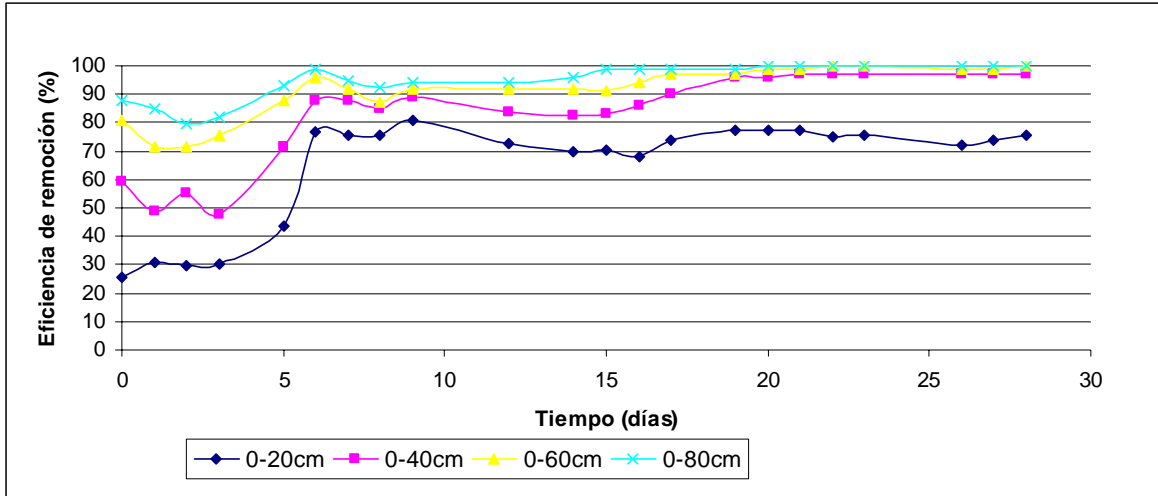


Figura 4-4. Eficiencia de remoción por secciones de biofiltro vs. Tiempo de operación Composta operada a largo plazo 18 g H₂S /m³h

A diferencia del sistema operado con *composta fresca*, el empaçado con *composta operada a largo plazo* muestra un aumento en la eficiencia de remoción al paso del tiempo de operación, desde el inicio hasta el día 6, a partir del cual se presenta una estabilidad en la eficiencia de remoción para la operación con ambas cargas de contaminante. En los primeros 20 cm se logra una remoción de aproximadamente 70 % para ambas cargas aplicadas de contaminante.

A continuación se resumen los resultados de las eficiencias de remoción del contaminante en función de la altura del biofiltro una vez lograda la estabilización del sistema:

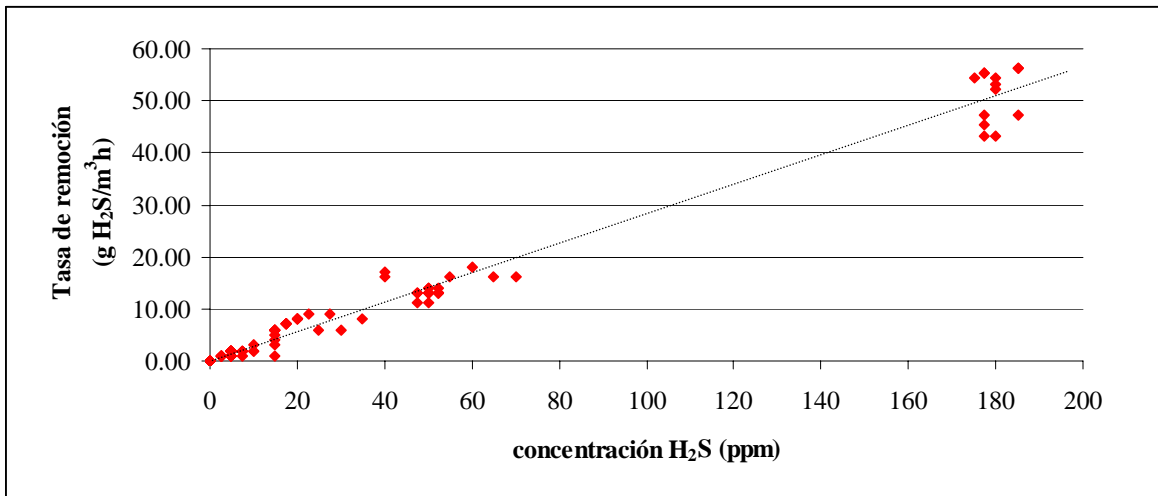
Tabla 4-1. Eficiencia de remoción lograda en la etapa estable de operación. Valor porcentual

Altura del biofiltro	<i>Composta operada a largo plazo</i>		<i>Composta fresca</i>	
	5 g H ₂ S / m ³ h	18 g H ₂ S / m ³ h	5 g H ₂ S / m ³ h	18 g H ₂ S / m ³ h
0-20 cm	70.04 ± 8.17	74.58 ± 3.16	63.12 ± 5.80	20.51 ± 6.38
0-40 cm	87.16 ± 6.10	91.16 ± 5.88	89.50 ± 6.74	50.35 ± 5.20
0-60 cm	97.55 ± 3.95	95.59 ± 3.88	99.54 ± 1.51	89.19 ± 10.33
0-80 cm	99.37 ± 0.86	97.91 ± 2.55	100.0 ± 0.00	97.50 ± 3.43

El sistema empaçado con *composta operada a largo plazo* mostró un mejor desempeño en términos de eficiencia de remoción de H₂S, logrando resultados similares para ambos valores de carga másica alimentada. El sistema empaçado con *composta fresca* resultó en un desempeño menor con respecto al primero, siendo más eficiente aquel alimentado con carga baja. Este fenómeno puede ser atribuido a la microbiota presente en cada tipo de empaque filtrante. Los análisis de biología molecular muestran que en la *composta operada a largo plazo* se presenta un desarrollo a partir del día tres del género microbiano *Thiobacillus*.

4 TASA DE REMOCIÓN vs CONCENTRACIÓN APLICADA

Para evaluar el desempeño de un sistema de biofiltración de gases resulta ser más efectivo representar su capacidad de remoción en términos de tasa de remoción ($\text{g H}_2\text{S}/\text{m}^3\text{h}$) *versus* concentración aplicada de contaminante (ppm o g/m^3). En este trabajo se evaluó el desempeño del sistema por secciones del biofiltro (cada 20 cm), tal que es posible representar la capacidad de remoción por segmento de biofiltro *vs* la concentración de contaminante influente en cada segmento, en la etapa estable del sistema de biofiltración (a partir del día 6 de operación) empacado con la composta a evaluar, *composta operada a largo plazo*.

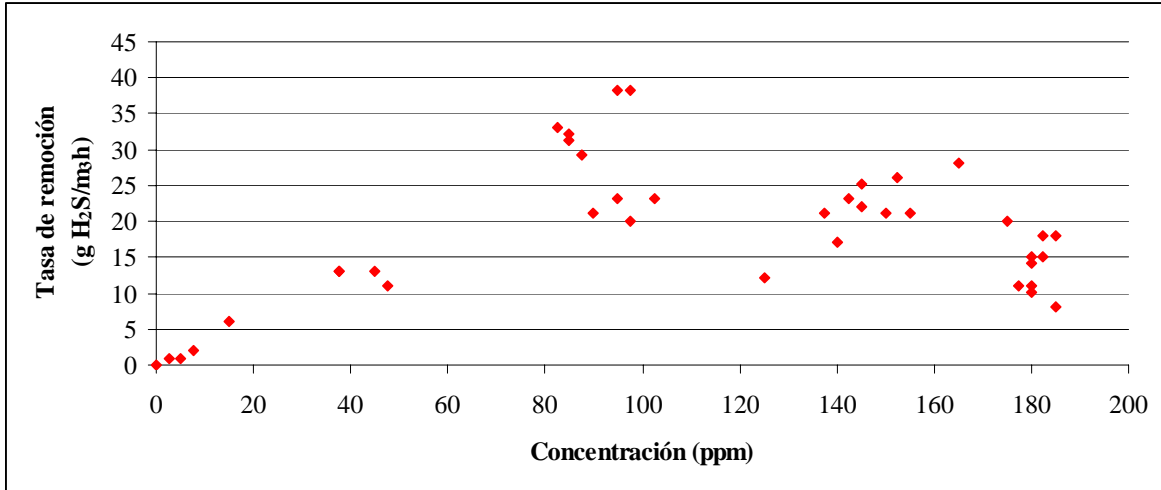


**Figura 4-5. Tasa de remoción vs concentración aplicada
*composta operada a largo plazo***

El perfil de la tasa de eliminación *vs* concentración a través del biofiltro muestra una relación lineal de pendiente positiva. A las concentraciones evaluadas el sistema es eficiente, sin mostrar en este intervalo de concentraciones del gas influente efecto alguno de concentración crítica. La Figura 4-5 sugiere que el sistema es capaz de soportar concentraciones aún mayores, logrando una alta capacidad de remoción.

Operando con la *composta operada a largo plazo*, la mayor tasa de remoción ($55 \text{ g H}_2\text{S}/\text{m}^3\text{h}$) se localizó en los primeros 20 cm de empaque, cuando se aplicó una concentración del gas influente de 180 ppm. Las menores tasas se localizaron en la parte final del reactor.

Cuando el perfil mostrado en la Figura 4-5 ocurre, el fenómeno de difusión-reacción se está llevando completamente en la biopelícula, lográndose la máxima capacidad de eliminación.



**Figura 4-6. Tasa de remoción vs concentración aplicada
*composta fresca***

A diferencia del sistema empacado con *composta operada a largo plazo*, el sistema con *composta fresca* no presentó el mismo perfil de tasa de remoción vs concentración aplicada de contaminante. Mediante el perfil presentado en la Figura 4-6 es posible determinar que la concentración crítica para el empaque, a determinadas condiciones de operación, se encuentra entre 80 y 100 ppm de H₂S aproximadamente, cuando la tasa máxima de remoción se localiza en 38 g H₂S/m³h.

El perfil mostrado en la Figura 4-6 puede ser atribuido a la limitación en la difusión del contaminante en la biopelícula, tal que la penetración del compuesto es parcial en la profundidad de ésta, impidiendo que se lleve a cabo la transformación biológica total del contaminante.

5 EFECTO DE LA CARGA MÁSCICA Y DE LA ALTURA DEL MEDIO FILTRANTE SOBRE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN

A partir de los datos contenidos en la Tabla 4-1, se realiza una serie de análisis estadísticos de ANOVA multifactorial (Anexo 2), se estudió el efecto de la carga másica y de la altura del medio filtrante sobre la eficiencia de remoción, considerando un efecto estadísticamente significativo para un 95 % de los datos, es decir, se considera como diferencia significativa el 5 %. Así mismo se estudió el efecto del tipo de medio filtrante sobre la eficiencia de remoción.

El resultado de éste se resume como sigue:

Al utilizar *composta fresca* como medio filtrante

1. Hay diferencia significativa al alimentar al sistema con las diferentes cargas másicas: 5 y 18 g H₂S /m³h sobre la eficiencia de remoción.

2. Hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre las alturas del medio filtrante: 0-20 cm, 0-40 cm, 0-60 cm, sin embargo, no hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción en 0-80 cm con respecto al valor 0-60 cm.
3. Es significativa la interacción de los factores carga másica – altura sobre la eficiencia de remoción.

Al utilizar *composta operada a largo plazo* como medio filtrante

1. No hay diferencia significativa al alimentar al sistema con las diferentes cargas másicas: 5 y 18 g H₂S /m³h sobre la eficiencia de remoción.
2. Hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre las alturas del medio filtrante: 0-20 cm, 0-40 cm, 0-60 cm, sin embargo, no hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción en 0-80 cm con respecto al valor 0-60 cm.
3. No es significativa la interacción de los factores carga másica – altura sobre la eficiencia de remoción.

6 EFECTO DEL TIPO DE MEDIO FILTRANTE SOBRE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN

El resultado del análisis estadístico (Anexo 2) se resume como sigue:

Alimentando al sistema con carga 5 g H₂S /m³h con cada tipo de medio filtrante: *composta fresca* o *composta operada a largo plazo*,

1. No hay diferencia significativa sobre la eficiencia de remoción.
2. Hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre las alturas del medio filtrante: 0-20 cm, 0-40 cm, 0-60 cm, sin embargo, no hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción en 0-80 cm con respecto al valor 0-60 cm.
3. No es significativa la interacción de los factores tipo de medio filtrante – altura sobre la eficiencia de remoción, al usar carga 5 g H₂S /m³h.

Alimentando al sistema con carga 18 g H₂S /m³h con cada tipo de medio filtrante: *composta fresca* o *composta operada a largo plazo*,

1. Hay diferencia significativa sobre la eficiencia de remoción.
2. Hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre las alturas del medio filtrante: 0-20 cm, 0-40 cm, 0-60 cm y 0-80 cm.

3. Es significativa la interacción de los factores tipo de medio filtrante – altura sobre la eficiencia de remoción, al usar carga $18 \text{ g H}_2\text{S} / \text{m}^3\text{h}$

Es posible concluir que la *composta operada a largo plazo* es capaz de lograr una estabilidad en la eficiencia de remoción a un menor tiempo que la *composta fresca* (6 vs 17 días), así como de soportar cargas de 5 y $18 \text{ g H}_2\text{S} / \text{m}^3\text{h}$ sin tener efecto sobre la eficiencia de remoción, a diferencia de la *composta fresca*, en la cual hay diferencia entre operar a una carga y otra. Es posible lograr la eficiencia de remoción global con una altura de empaque de 60 cm.

7 SORCIÓN VS DEGRADACIÓN DE H_2S

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 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 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 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 $\text{H}_2\text{S}/\text{HS}^-$) en el agua. En una gráfica de distribución de especies a este valor de 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 $0.19 \text{ mg H}_2\text{S/L}$ y de $0.60 \text{ mg HS}^-/\text{L}$ 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 $0.36 \text{ mg H}_2\text{S/L}$ 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 $387 \text{ mg H}_2\text{S/kg}$ 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 $0.18 \text{ mg H}_2\text{S/kg}$ 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.

8 HUMEDAD EN EL EMPAQUE

La humedad en el empaque *composta operada a largo plazo* del sistema con flujo descendente varió entre 50% y 55% a lo largo de la cama, logrando para los primeros 40 cm un total de 54.05 % de humedad.

La operación con flujo descendente resultó en una mejor distribución de la humedad en el empaque del biofiltro con respecto a un sistema similar con alimentación ascendente (Morgan- Sagastume *et al*, 2003), donde se observó un importante secado en los primeros 40 cm (< 30% humedad).

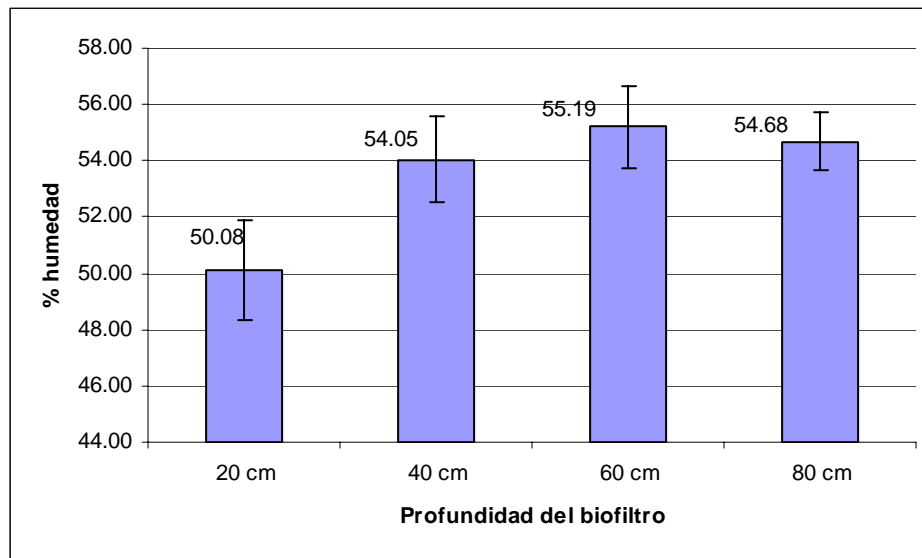


Figura 4-7. Por ciento de humedad promedio durante el tiempo de operación en el empaque del sistema de biofiltración - *composta operada a largo plazo*.

Como se muestra en la Figura 4-8, en los primeros 9 días de operación, la humedad inicial se mantuvo entre 54% y 52% para la carga baja y alta, respectivamente; posteriormente se observa una disminución en la humedad promedio del empaque a lo largo del tiempo, y simultáneamente una disminución de la eficiencia de remoción para ambas cargas; sin embargo, posterior al día 9, la carga de 5 gH₂S/ m³ h presenta una eficiencia de remoción del 100%; en tanto que la carga de 18 gH₂S/ m³ h se mantiene con eficiencias mayores al 90% y llegando a 98% al termino de la operación.

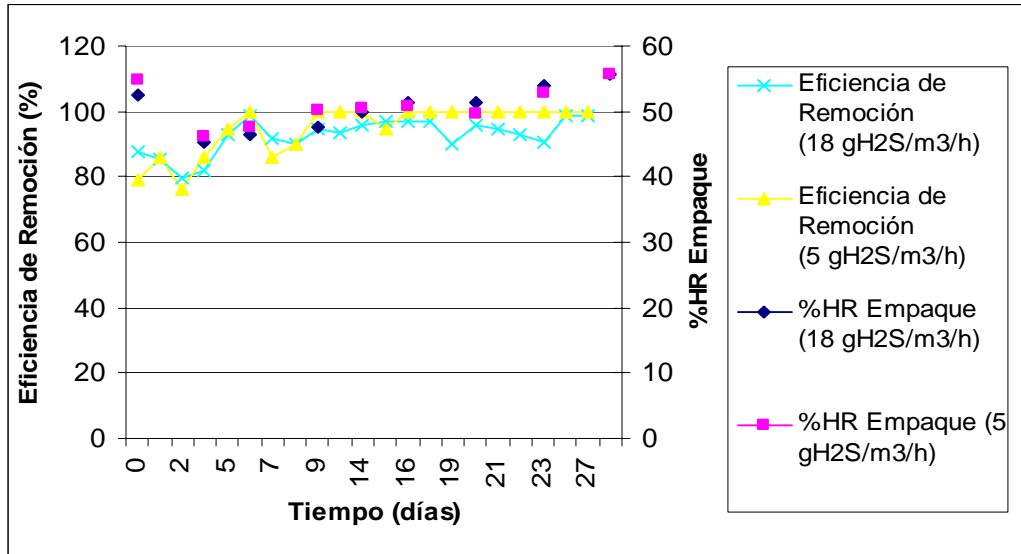


Figura 4-8. Eficiencia de remoción y humedad del empaque vs tiempo de operación - *composta operada a largo plazo.*

Cabe mencionar que el perfil de humedad en el empaque tiene una importante influencia de la alimentación de agua adicional, ésto se demuestra al analizar el perfil de humedad en el empaque en el biofiltro testigo *b*, es decir, con corriente de aire pero sin alimentación de agua adicional. Se observó secado importante del empaque (Figura 4-9).

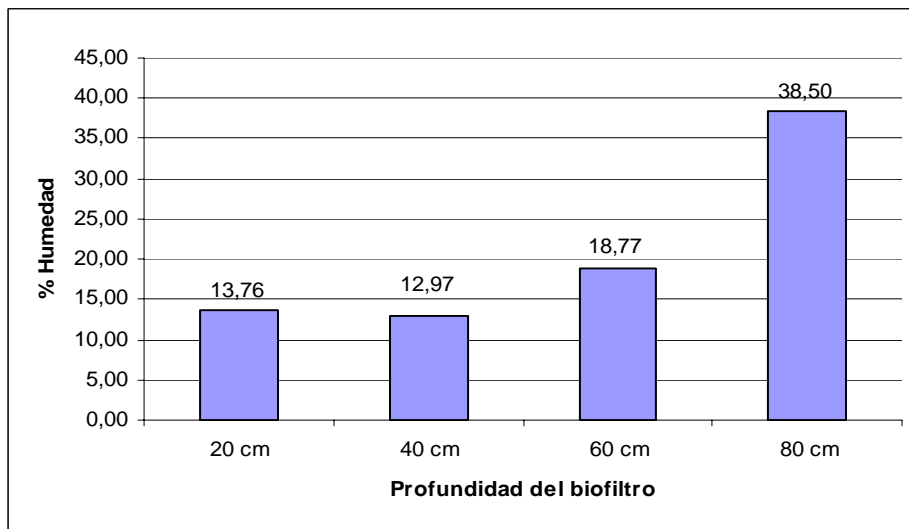


Figura 4-9. Por ciento de humedad al final de la operación en el empaque del biofiltro control *b*- sin alimentación de agua adicional – *composta operada a largo plazo.*

9 ACUMULACIÓN DE PRODUCTOS DE LA OXIDACIÓN DE H₂S

Se realizó un seguimiento en la producción de sulfatos en el tiempo mediante el análisis de cuantificación de SO_4^{2-} en el medio filtrante para ambos tipos de composta. La *composta operada a largo plazo* presentó una concentración inicial de $5.7 \text{ mg SO}_4^{2-} / \text{g}$ composta seca, debido a la transformación previa de H_2S . Sin embargo, para efecto de comparación de producción de sulfatos entre ambos tipos de composta, se restó dicho valor del tiempo cero a cada medición en el tiempo para la producción de sulfatos en la *composta operada a largo plazo*. Los resultados se presentan en la Figura 4-10 y en la Figura 4-11.

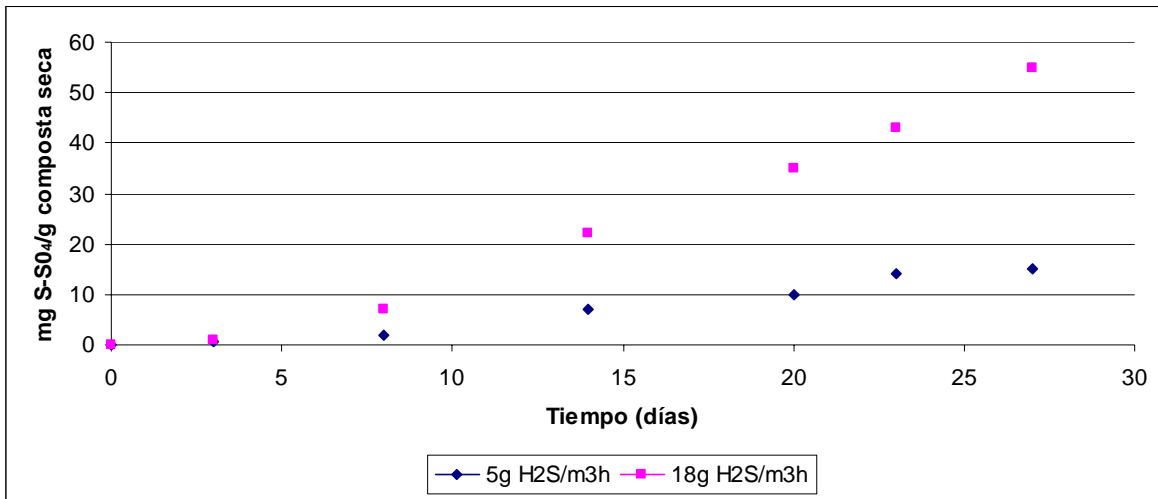


Figura 4-10. Acumulación de sulfatos en el tiempo – composta fresca

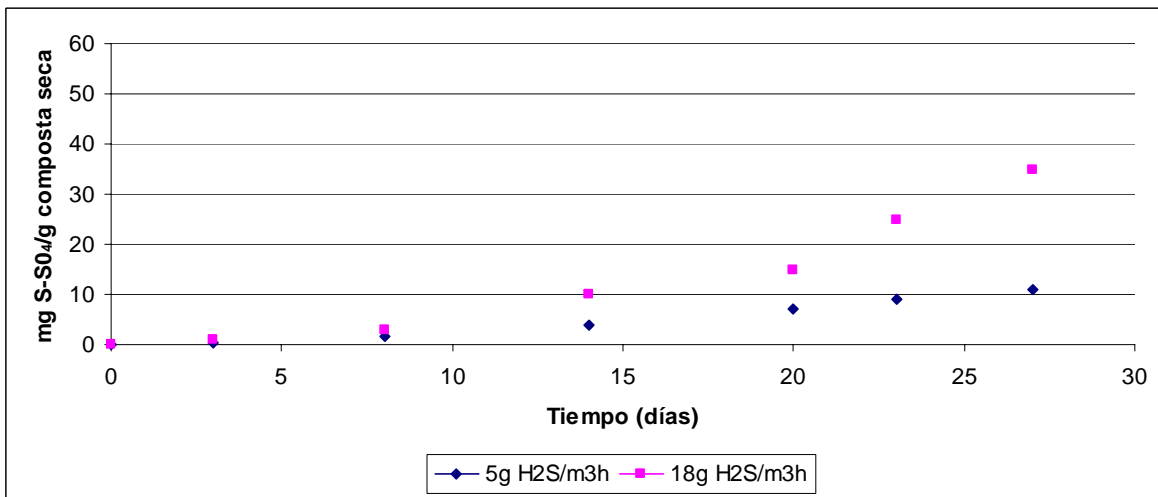


Figura 4-11. Acumulación de sulfatos en el tiempo – composta operada a largo plazo

En la composta fresca se observa una producción de sulfatos superior con respecto a la composta operada a largo plazo, sin embargo la eficiencia de remoción global del biofiltros es similar para ambos tipos de composta. Lo anterior sugiere que la transformación de H_2S en la *composta operada a largo plazo* es principalmente en otra forma química del azufre, adicional a sulfato.

Mediante análisis de cuantificación de SO_4^{2-} , SO_3^{2-} y S^{2-} se realizó el siguiente balance a partir del S- H_2S removido en las columnas de biofiltración:

Tabla 4-2. Acumulación de productos de la oxidación de H_2S al término de la operación. *Composta fresca*

Azufre teórico removido (g)

<i>Composta fresca</i>	<i>Composta fresca</i>
18 g$\text{H}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$	5 g$\text{H}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$
68.83	19.48

	Acumulado en el empaque	
	<i>Composta fresca</i> 5 g $\text{H}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$	<i>Composta fresca</i> 18 g $\text{H}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$
S- SO_4^{2-}	76.99%	79.99%
S- SO_3^{2-}	0.29%	0.97%
S- S^{2-}	0.02%	0.06%
S-Sx	22.70%	18.98%

Tabla 4-3. Acumulación de productos de la oxidación de H_2S al término de la operación. *Composta operada a largo plazo*

Azufre teórico removido (g)

<i>Composta Operada a largo plazo</i>	<i>Composta Operada a largo plazo</i>
18 g$\text{H}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$	5 g$\text{H}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$
67.61	19
	Acumulado en el empaque

	Composta Operada a largo plazo 5 gH ₂ S/m ³ /h	Composta Operada a largo plazo 18 gH ₂ S/m ³ /h
S-SO ₄ ²⁻	60.21%	53.87%
S-SO ₃ ²⁻	0.50%	1.20%
S-S ²⁻	0.05%	0.09%
S-Sx	39.24%	44.84%

El producto de la oxidación de H₂S removido, generado en mayor porcentaje fue el S_x, calculado a partir del balance de masa y atribuido al azufre elemental (S⁰) y a la formación de biomasa.



a) b)
Figura 4-12. Imágenes del empaque de biofiltración-composta operada a largo plazo.
 a) Previo al proceso de transformación de H₂S (Tiempo=0 días). b) Posterior al proceso de transformación de H₂S (Tiempo=28 días).

La acumulación de azufre elemental (S⁰) en el empaque se observa en la Figura 4-12 b, donde el cambio en la coloración del empaque es indicador de la presencia de dicho mineral.

Chung et al (2000) describieron que el mecanismo de degradación llevado a cabo por *Thiobacillus thioparus* está relacionado a la concentración del contaminante a la entrada del sistema, y ellos mostraron que cuando se alimentan bajas concentraciones de H₂S al reactor, el mayor producto formado es sulfato, mientras que para alimentación a cargas mayores, el principal producto de la oxidación es el azufre elemental (S⁰).

Para la remoción de H_2S en condiciones aerobias, Janssen et al. (1995) reportaron que la oxidación biológica de H_2S por microorganismos sulfooxidantes presenta dos principales reacciones dependientes de la concentración de O_2 disuelto:



La última reacción, donde se involucra la producción de sulfatos es la preferida por los organismos, ya que de ésta deriva mayor energía para su crecimiento y mantenimiento que aquella reacción en donde se produce azufre elemental; sin embargo, esta última es la que se intenta favorecer con la finalidad de disminuir el contenido de compuestos azufrados disueltos en los efluentes líquidos, formando azufre elemental cuya propiedad de poca solubilidad lo convierten en el producto deseado.

De acuerdo a la estequiometría de la oxidación biológica del azufre, el oxígeno es el parámetro clave que controla los niveles de oxidación.

10 pH

El pH inicial de la *composta operada a largo plazo* tuvo un valor de 7; con la transformación del contaminante el pH tuvo un decremento, para la carga de $18 \text{ g } H_2S(m^3/h)$ (Figura 4-13) alcanzó valores de 2-2.5 para los primeros 40 cm de empaque, 4.5 para 60 cm y 6 para 80 cm de profundidad.

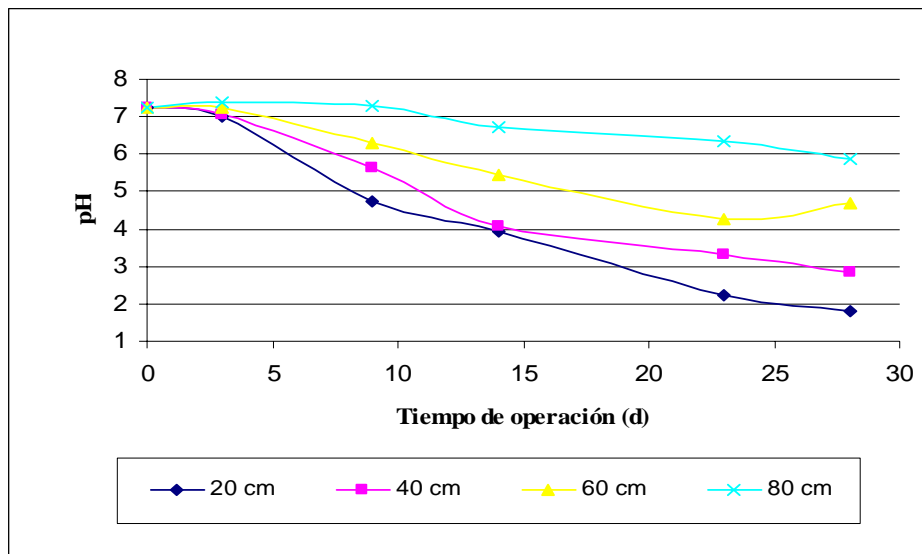
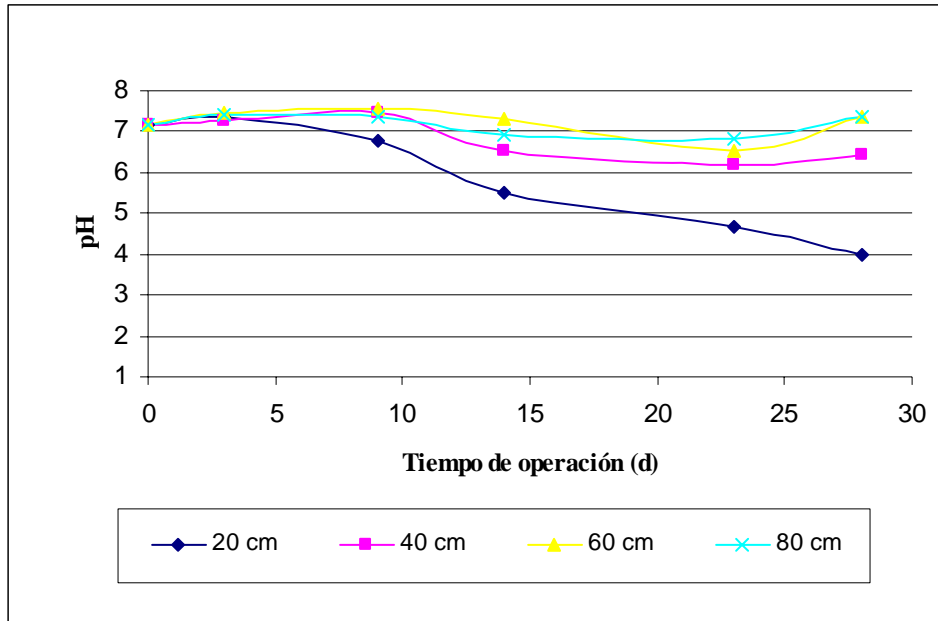
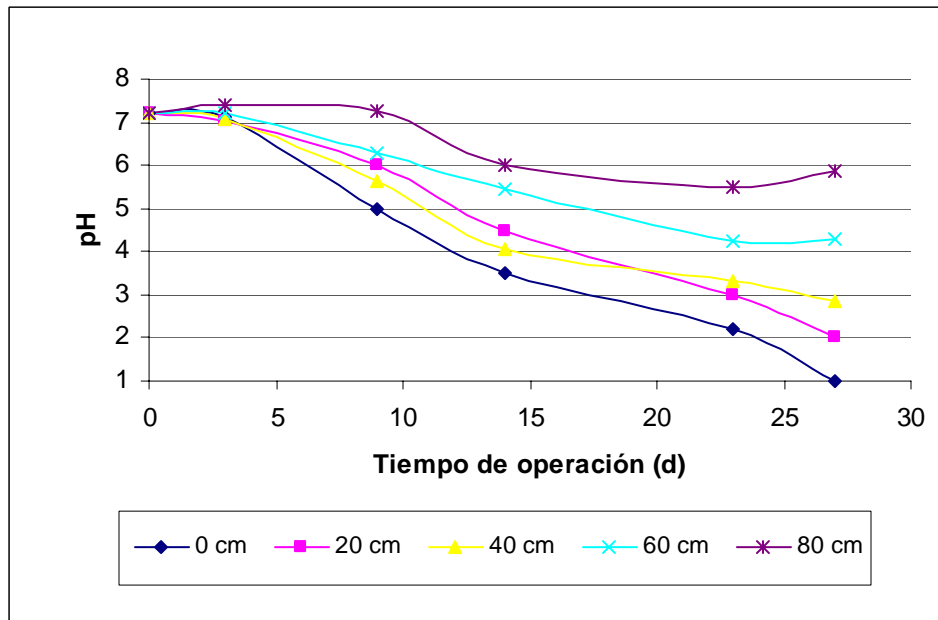


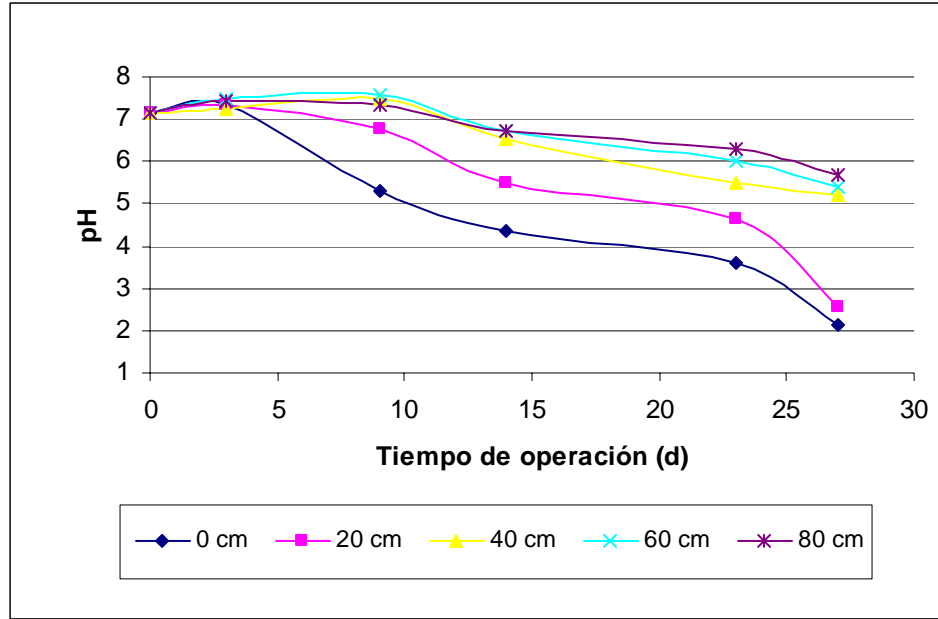
Figura 4-13. pH en el empaque del biofiltro- $18 \text{ g } H_2S(m^3/h)$ *composta operada a largo plazo*



**Figura 4-14. pH en el empaque del biofiltro-5 g H₂S(m³/h).
composta operada a largo plazo**



**Figura 4-15. pH en el empaque del biofiltro-18 g H₂S(m³/h)
composta fresca**



**Figura 4-16. pH en el empaque del biofiltro-5 g H₂S(m³/h).
composta fresca**

El pH en la *composta fresca* presentó valores inferiores con respecto a la *composta operada a largo plazo*, estando siempre asociados valores de pH menores en la carga alta para ambos tipos de composta.

Lo anterior como resultado de la acumulación de azufre en su forma oxidada (SO₄²⁻), dando lugar al H₂SO₄. La acumulación de SO₄²⁻ en el medio, debido a la oxidación de H₂S, es el principal factor que provoca la disminución de la eficiencia de remoción de H₂S en el sistema, especialmente en los biofiltros con altas cargas másicas.

La capacidad de remoción de un contaminante está íntimamente ligada a la biodiversidad y densidad microbiana presente en el empaque de biofiltración. Los microorganismos que logran la transformación de contaminantes de tipo sulfurados, como el H₂S, generalmente pertenecen al género *Thiobacillus*, microorganismos de tipo autotrófico, los cuales utilizan el CO₂ como fuente de carbono; y los compuestos inorgánicos tales como el H₂S, como fuente de energía. Los productos de la oxidación del contaminante, fundamentalmente son iones sulfato y azufre elemental. En un medio acuoso los iones sulfato forman ácido sulfúrico, principal causante de disminución de pH en el medio, así como inhibición de la actividad microbiana.

Si se asocia la acumulación de productos de la oxidación con la acidificación del medio, es posible atribuir el descenso de la eficiencia de remoción de H₂S a la acumulación de sulfatos. A esto es posible atribuir la baja capacidad de remoción de H₂S a la *composta fresca*.

La acumulación de sulfato en el medio posee doble efecto negativo que inhibe la remoción de H_2S a una cierta concentración; i) 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 ii) debido a efectos iónicos.

En cuanto a la caída del pH sobre la cama durante el tiempo de operación (Figura 4-17), esta no muestra ningún efecto sobre la eficiencia de remoción, pues aunque el pH inicial fue de 7 y disminuyó hasta valores de 5 y 3 para la carga de $5 \text{ gH}_2\text{S m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ y $18 \text{ gH}_2\text{S m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ respectivamente, la eficiencia de remoción se mantiene al 100% para la carga baja durante los días posteriores al noveno día de operación; en tanto que para la carga alta, aunque muestra una pequeña fluctuación, la eficiencia se mantienen entre 90 y 98%. Sabiendo que la eficacia del tratamiento no ha sido afectada por el descenso del pH, es posible atribuir este suceso a la proliferación de bacterias acidófilas como *Thiobacillus sp.*, que es capaz de desarrollarse a pH tan bajos como de 1 o 2 para el tratamiento de H_2S y algunos compuestos orgánicos volátiles (Van Groenestijn y Hesselink, 1993; Webster *et al.*, 1996).

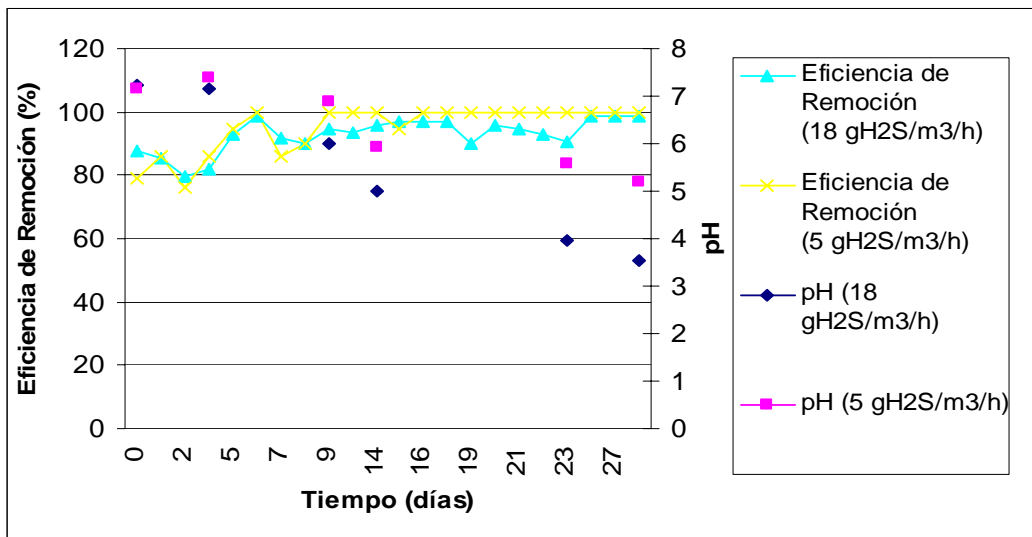


Figura 4-17. Eficiencia de remoción y pH vs tiempo de operación
Composta operada a largo plazo

Para la carga $5 \text{ g H}_2\text{S/m}^3\text{h}$, el pH disminuyó a valores de 2-2.5 únicamente para los primeros 20 cm y en el resto del biofiltro no hubo una disminución significativa (Figura 4-14; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

En la Figura 4-18 se muestra el cambio de pH del biofiltro testigo *a*, es decir, el cual presentó las mismas características de operación que los biofiltros experimentales, a excepción de la alimentación de contaminante. Este biofiltro mostró un cambio mínimo en el pH; iniciando en 7.15 y aumentando a 7.3 para la primer zona del empaque, 7.5 para los primeros 20 cm, 7.6 para los primeros 40 cm y 7.7 para el resto del empaque. Se atribuye

en incremento de pH a la liberación de sustancias básicas por efecto de la adición de agua, pasando de sólidas a líquidas.

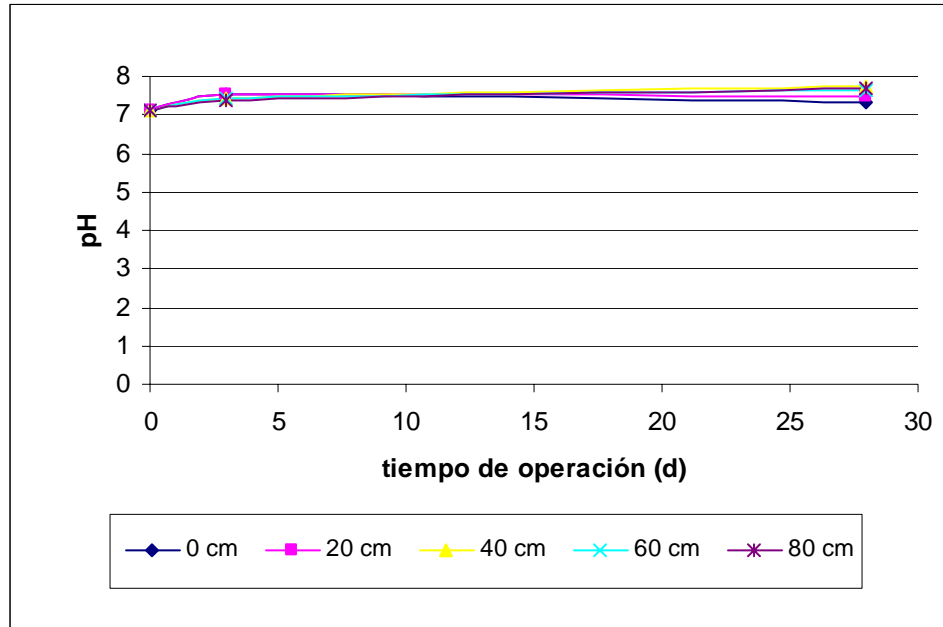


Figura 4-18. pH en el empaque del biofiltro control a, sin contaminante. Composta operada a largo plazo.

En la figura anterior se observa que no hay un cambio significativo de valores de pH en el empaque del biofiltro control, con respecto a los biofiltros con presencia de contaminante, sugiriendo esta observación que el cambio de pH es debido a la presencia del H_2S en la alimentación.

11 CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DEL EMPAQUE

La presión interna dentro del biofiltro, junto con la compactación son otros de los factores que pueden afectar en la eficiencia de remoción de un sistema de biofiltración. En la Figura 4-19, se compara la relación que existe entre la presión interna de los biofiltros para ambas cargas (5 y 18 g H_2S/m^3h) y la compactación, durante el tiempo de operación.

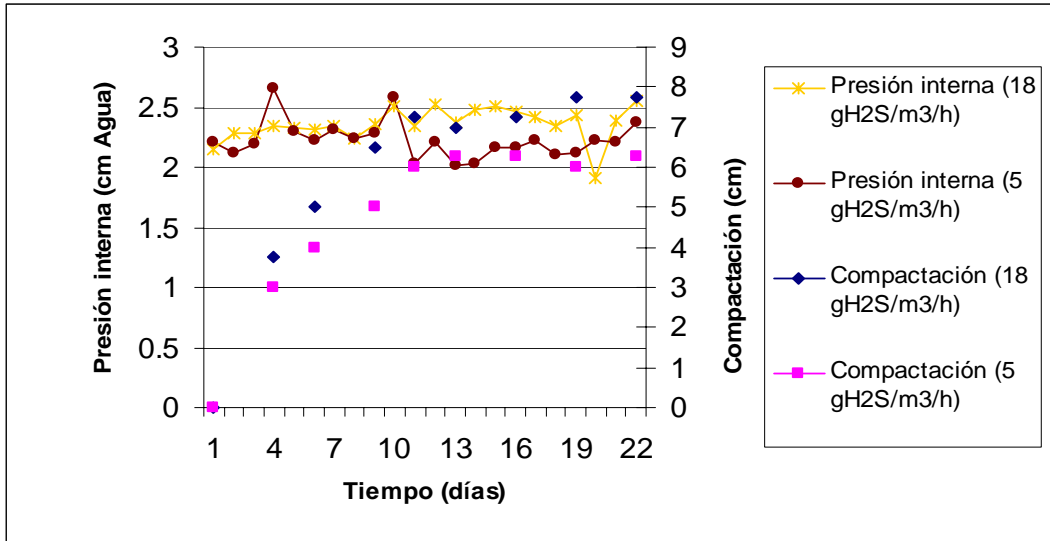


Figura 4-19. Presión interna del biofiltro y compactación vs tiempo de operación composta operada a largo plazo

El sistema operado con carga 18 g H₂S/m³h presenta a partir del día 7 valores 0.25 % superiores en términos de compactación, con respecto a la carga 5 g H₂S/m³h, siendo posiblemente atribuido al incremento de biomasa de los microorganismos sulfooxidantes, coincidiendo con los resultados obtenidos de la microbiota mediante biología molecular, ya que en estos se aprecia un incremento de la biomasa a partir del día tres.

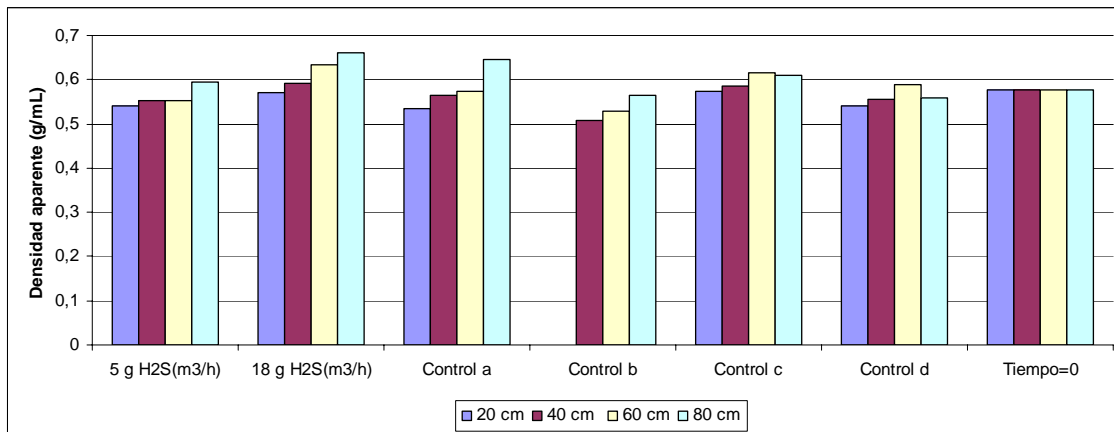


Figura 4-20. Densidad aparente en el empaque de las columnas de biofiltración. composta operada a largo plazo.

La composta operada a largo plazo al término de la operación, presentó en todos los biofiltros experimentales así como en el testigo *a*, un incremento en la densidad aparente, directamente proporcional a la profundidad del biofiltro. El control *b*, correspondiente al que no fue alimentado con agua adicional, debido al secado del medio en el empaque, disminuyendo la cantidad masa por unidad de volumen, es decir, la densidad. El control *c*,

es decir, aquel que presentó adición de agua pero no corriente de aire, presentó un incremento en la densidad con respecto al tiempo inicial, debido al incremento de masa debido al agua adicionada, el biofiltro testigo *d*, cambió de modo poco significativo.

El biofiltro control b (ausencia de contaminante y ausencia de alimentación de agua) muestra que el secado del empaque tiene un claro efecto sobre la compactación.

12 ANÁLISIS DE LA MICROBIOTA

13 Actividad sulfooxidante

Se realizó un estudio microbiológico para estimar la actividad sulfooxidante del lodo biológico y de la composta utilizados; es decir, se cuantificó la producción de sulfato en el tiempo. Este estudio fue utilizado como una forma indirecta de conocer la capacidad de transformación del contaminante. En la Figura 4-21 se muestra el comportamiento en la producción de sulfatos para ambos tipos de composta evaluados, presumiendo una capacidad de transformación del H_2S similar entre ellas.

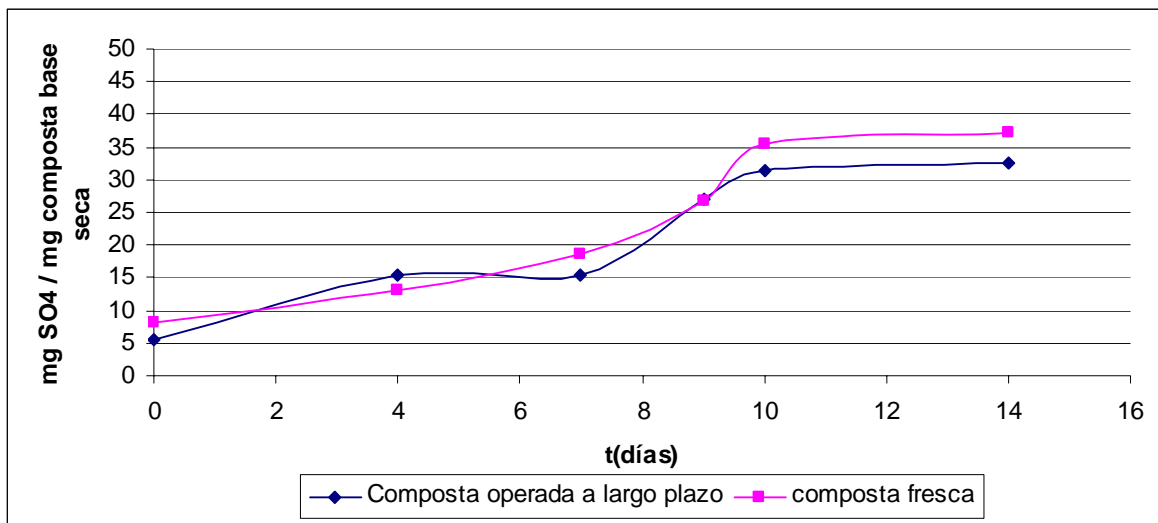


Figura 4-21. Actividad sulfooxidante

Si se asocia la prueba de actividad sulfooxidante con el análisis de metabolitos producto de la oxidación de H_2S , es posible pensar que si la actividad sulfooxidante es similar para ambos tipos de empaque, entonces la diferencia en el desempeño en eficiencia de remoción de H_2S de cada uno, se debe a la capacidad de oxidar el azufre de H_2S a otras formas de azufre, como azufre elemental.

14 Identificación de la microbiota

En la Figura 4-22 se muestra el gel obtenido de la electroforesis en gel de acrilamida, resultado de TGGE.

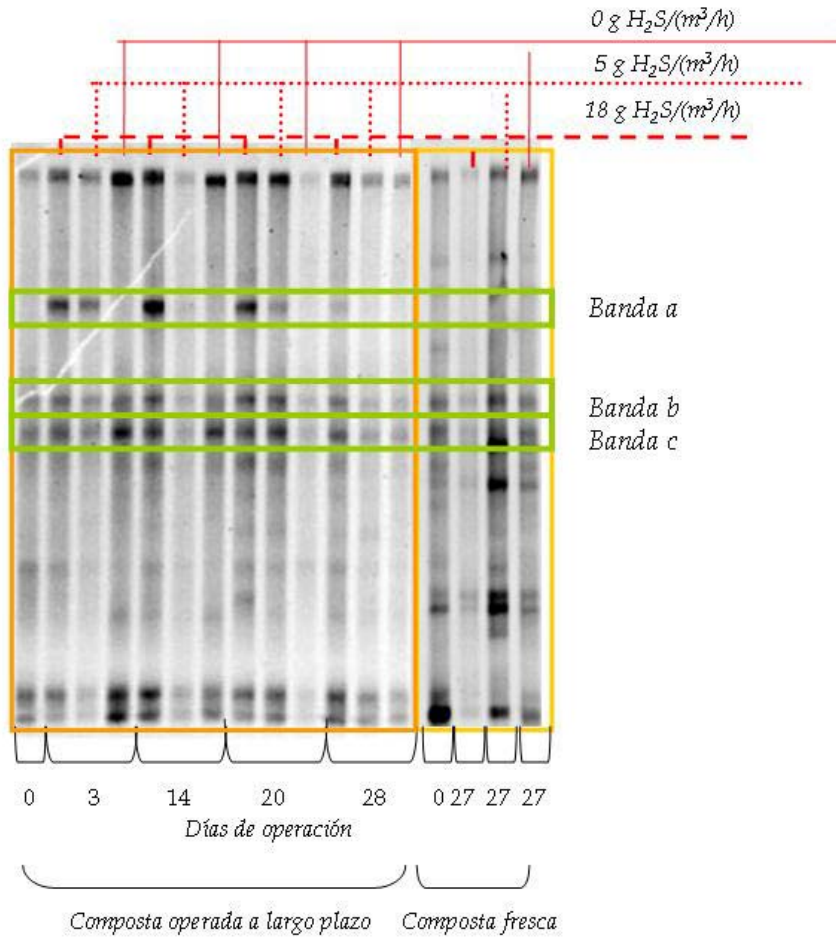


Figura 4-22. Análisis de muestras de composta gel de electroforesis con gradiente de temperatura (TGGE)

A partir del gel de agarosa, producto de TGGE (Figura 4-22), se obtuvieron las bandas señaladas en recuadros verdes, las cuales al ser secuenciadas y analizadas, corresponden a los microorganismos siguientes:

- Banda a : género bacteriano *Thiobacillus*
- Banda b: género bacteriano *Methylobacter*
- Banda c: orden *Rhizobiales*

Mediante el *software* Quantity One ® de Bio-Rad se analizó el gel de agarosa para determinar significativamente la presencia o ausencia de bandas.

Sabiendo que si bien la PCR estándar no es un análisis de tipo cuantitativo, a diferencia de la PCR en tiempo real, sí ofrece un resultado de tipo cualitativo. En la Figura 4-22 se observa la diferencia en presencia de bandas asociadas al género *Thiobacillus* entre la *composta operada a largo plazo* y la *composta fresca*. En las muestras correspondientes al tiempo cero de la *composta operada a largo plazo* y de la *composta fresca* se encuentra ausencia de las bandas correspondiente a la unidad taxonómica asociada a *Thiobacillus*, que aunque debe estar presente, su concentración es tan baja, que no es posible ser amplificada a tal nivel que represente una banda en el gel de agarosa. Sin embargo, en la *composta operada a largo plazo* se muestra un proceso de adaptación al contaminante al observar presencia de bandas correspondientes a *Thiobacillus* a partir del día 3 de operación, con mayor intensidad en las bandas correspondientes a la carga 18 g H₂S/m³h con respecto a la carga 5 g H₂S/m³h. En las muestras de *composta fresca* no es posible identificar presencia de las bandas correspondientes a *Thiobacillus* a lo largo del tiempo. Lo anterior se encuentra asociado a la operación del sistema experimental, ya que para la *composta operada a largo plazo* se logra un mejor desempeño en términos de eficiencia de remoción vs el sistema operado con *composta fresca*.

Se identificaron microorganismos del género *Methylobacter* y del orden Rhizobiales, los cuales no muestran una dinámica microbiana asociada al contaminante, sin embargo muestran ser resistentes a la presencia del contaminante H₂S a las cargas operadas.

Este estudio es solo un acercamiento a la identificación de los principales géneros bacterianos, para lograr una identificación puntual de las especies activas involucradas, es necesario realizar un estudio más profundo de biología molecular, el cual incluya un detallado diseño de cebadores específicos para los microorganismos en cuestión; análisis de TGGE sobre los amplicones a partir de ARNr presente en el medio de soporte, indicador de la presencia de microorganismos activos metabólicamente, así como un procedimiento de clonación, lo cual permita una selección precisa de la banda en estudio, eliminando problemas asociados a la comigración del amplicón. Para evaluar la dinámica microbiana en términos cuantitativos de densidad microbiana es posible mediante el uso de PCR en tiempo real.

MODELO DE CONVECCIÓN-DIFUSIÓN CON REACCIÓN (MODELO CDR)

Este modelo considera el transporte del sustrato 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.

Con el objeto de estimar el caudal máximo de aire a ser tratado, bajo las condiciones de operación efectuadas, 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. El modelo ajustó los valores experimentales de ambas cargas del contaminante durante la etapa estable de cada carga. El espesor de biopelícula considerado para la simulación fue de 40 μm asumiendo que el espesor de biopelícula se encuentra dentro del intervalo (20 a 50 μm) 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 1.61×10^{-9} m^2/s , la constante de Henry es de 880 m^3/mol , ambos datos a una temperatura de 20 $^\circ\text{C}$ (Perry y Green, 1988). La altura de cama considerada fue de 80 cm. 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. Con el valor fijo de k_R correspondiente a cada caso, se iteró el caudal de aire tratado hasta localizar el valor máximo de éste, siempre y cuando en el total del biofiltro se mantuviera máxima eficiencia de remoción global.

En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestra la hoja de cálculo en Excel para realizar el modelado CDR.

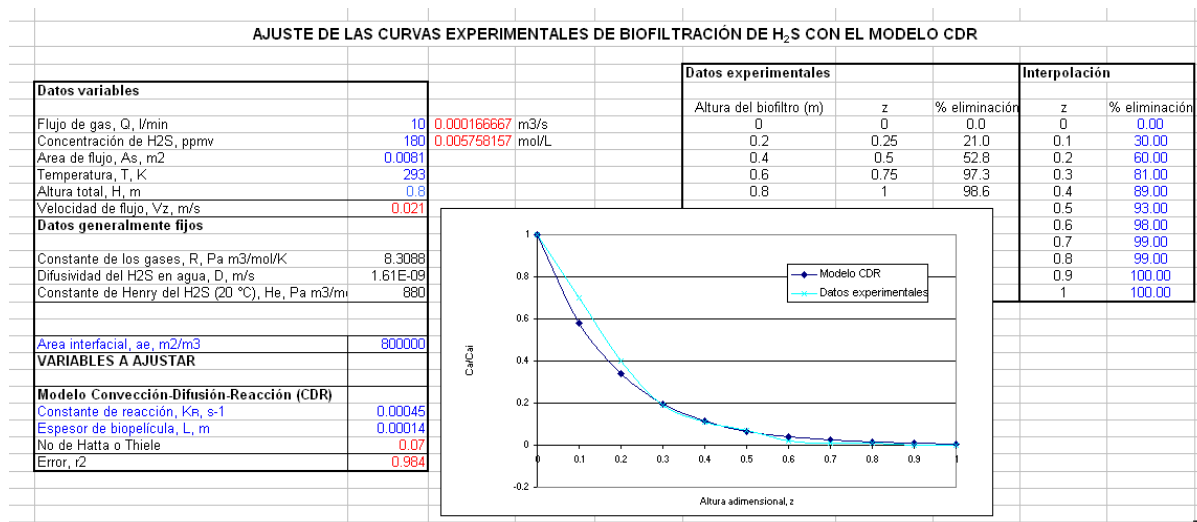


Figura 4-23. Hoja de cálculo para realizar el modelado CDR

15 Estimación del flujo máximo de operación

Tabla 4-4. Constante de reacción, s^{-1} , obtenida mediante el modelo CDR

	<i>Composta operada a largo plazo</i> 5 gH ₂ S/m ³ /h	<i>Composta operada a largo plazo</i> 18 gH ₂ S/m ³ /h	<i>Composta fresca</i> 5 gH ₂ S/m ³ /h	<i>Composta fresca</i> 18 gH ₂ S/m ³ /h
Constante de reacción (K _R)	0.00045	0.00045	0.0005	0.00014
Error (R ²) de ajuste al modelo	0.984	0.98	0.973	0.936
Q máximo estimado (L/min)	20	20	15	10
Q máximo estimado / Q experimental	2	2	1.5	1.0

En la Tabla anterior se representan las constantes de reacción obtenidas del perfil de eliminación de H₂S correspondiente a cada corrida experimental que se realizó. Es posible observar que los valores máximos estimados de caudal a ser tratado, corresponden a la *composta operada a largo plazo*, a las condiciones operadas, es decir, con concentración del gas alimentado al sistema de 50 y 180 ppm de H₂S. Lo anterior corresponde a tratar una carga de 10 y 36 g H₂S/m³h, utilizando como medio filtrante *composta operada a largo plazo*.

5. CONCLUSIONES

1. Se diseñó y construyó satisfactoriamente un sistema experimental escala piloto.
2. Un sistema empacado con composta operada a largo plazo (5 años), es capaz de presentar un buen desempeño de eliminación de H_2S a cargas de alimentación 5 y 18 g $\text{H}_2\text{S}/\text{m}^3\text{h}$, logrando eficiencias de remoción del $99.37\% \pm 0.86$ y $97.91\% \pm 2.55$, respectivamente, logrando más del 70% de remoción en los primeros 20 cm de altura de medio filtrante. El empaque testigo, composta sin operación previa, logró eficiencias de remoción de H_2S del 100% y $97.50\% \pm 3.43$, siendo necesario el total del biofiltro para llevar a cabo la transformación total del contaminante.
3. Operando con la *composta operada a largo plazo*, la mayor tasa de remoción (55 g $\text{H}_2\text{S}/(\text{m}^3/\text{h})$) se localizó en los primeros 20 cm de empaque, cuando se aplicó una concentración del gas influente de 180 ppm,. Las menores tasas se localizaron en la parte final del reactor. Se sugiere que el sistema es capaz de soportar concentraciones aun mayores, logrando una alta capacidad de remoción. A diferencia del sistema empacado con composta operada a largo plazo, el sistema con composta fresca no presentó el mismo perfil de tasa de remoción vs concentración aplicada de contaminante. Mediante el perfil de remoción del contaminante es posible determinar que la concentración crítica para el empaque a determinadas condiciones de operación, se encuentra entre 80 y 100 ppm de H_2S , aproximadamente, cuando la tasa máxima de remoción se localiza en 38 g $\text{H}_2\text{S}/(\text{m}^3/\text{h})$.
4. La *composta operada a largo plazo* es capaz de lograr una estabilidad en la eficiencia de remoción a un menor tiempo que la *composta fresca*, (10 - 11 días con respecto a 16 – 17). Un análisis estadístico de ANOVA multifactorial muestra que este tipo de composta es capaz de soportar cargas de 5 y 18 g $\text{H}_2\text{S}/\text{m}^3\text{h}$ sin tener efecto sobre la eficiencia de remoción, a diferencia de la *composta fresca*, en la cual hay una diferencia significativa entre operar a una carga y otra.
5. El desempeño de un sistema de biofiltración de gases es dependiente la altura de empaque, sin embargo no hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre de 60 cm o de 80 cm de empaque a las condiciones de operación.
6. La operación del sistema de biofiltración de gases empacado con composta fresca, con carga de 18 g $\text{H}_2\text{S}/(\text{m}^3/\text{h})$, presentó un decremento en la tasa de remoción en sus diferentes secciones evaluadas en el tiempo de su operación, es presumible que sea consecuencia de la acumulación de sulfatos o de la baja adaptación de los microorganismos a carga de 18 g $\text{H}_2\text{S}/(\text{m}^3/\text{h})$.
7. El balance de productos de la oxidación de H_2S acumulados en el empaque de biofiltración mostró la capacidad de mayor producción de azufre elemental en el

empaquete *composta operada a largo plazo* (39.24% y 44.84% para las cargas de alimentación 5 gH₂S/m³/h y 18 gH₂S/m³/h, siendo favorable en la eficiencia de remoción la acumulación de azufre elemental como producto de oxidación de H₂S con respecto a sulfato. Se ha demostrado previamente que el mecanismo de degradación llevado a cabo por *Thiobacillus thioparus* está relacionado a la concentración del contaminante a la entrada del sistema, y cuando se alimentan bajas concentraciones de H₂S al reactor, el mayor producto formado es sulfato, mientras que para alimentación a cargas mayores, el principal producto de la oxidación es el azufre elemental (S⁰). Es posible que la *composta operada a largo plazo* presente una mayor capacidad de formación de azufre elemental con respecto a la *composta fresca*.

8. La operación del sistema, con alimentación descendente presento un perfil satisfactorio de humedad en el empaque. La humedad en el empaque del sistema con flujo descendente varió entre 50% y 55% a lo largo de la cama, a excepción de la superficie en el extremo superior, siendo aproximadamente 30% de humedad; resultando una mejor distribución de la humedad en la cama del biofiltro con respecto al sistema con alimentación ascendente referenciado en otro trabajo (Morgan- Sagastume *et al*, 2003), donde se observó un importante secado en los primeros 40 cm (< 30% humedad).
9. El modelo CDR permitió estimar los caudales máximos bajo los cuales sería posible tratar el gas con la máxima eficiencia global.
10. Mediante técnicas de biología molecular PCR-TGGE se logró un acercamiento a la identificación del género bacteriano *Thibacillus*, y el estudio de la dinámica microbiana mostró que la presencia de dicho género se encuentra asociado a la eficiencia de remoción de H₂S, aumentando su densidad microbiana con mayor celeridad en la *composta operada a largo plazo* (3 días de operación) con respecto a la *composta fresca*, la cual no mostró desarrollo del género de modo significativo a lo largo de la operación.

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.
- Amann R. y Kühl M. 1998. *In situ* methods for assessment of microorganisms and their activities. *Curr. Opin. Microbiol.* Vol 1. 352-358.
- APHA/AWWA/WEF. 1998. *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater*. Edición 20. Editores: Clescerl, Greenberg y Eaton.
- Bagherpour, M. B., Nikazar, M., Welander, U., Bonakdarpour, B., Sanati, M. 2005. Effects of irrigation and water content of packings on alpha-pinene vapours biofiltration performance. *Biochemical Engineering Journal* 24: 185-193.
- 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.
- Barona A, Elías A, Arias R, Cano I y González R. 2004. Biofilter response to gradual and sudden variations in operating conditions. *Biochemical Engineering Journal*. Vol. 22. 25-31.
- Bohn H. (1992). Consider biofiltration for decontaminating gases. *Chemical engineering progress*. Abril 1992. 34-40.
- 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.
- Brennan B.M., Donlon M., Bolton E. 1996. Peat biofiltration as an odour control technology for sulphur-based odours. *J. CIWED* 10. 190-198.
- Burgess, E. J., Parsons, A. S., Stuetz, M. R. 2001. Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review. *Biotechnology Advances* 19: 35-63.
- Cárdenas B, Revah S, Hernández J, Martínez A y Gutiérrez V. 2003. Tratamiento biológico de compuestos orgánicos volátiles de fuentes fijas. INE-SEMARNAT. México. 67 p.
- Chávez C, Mora A, Cabra J, Carmona Y, Revah S y Gnecco G. 2004. biofiltración de ácido sulfhídrico, utilizando bagazo de caña de azúcar y piedra pómez como material de soporte. *Ingeniería y competitividad*. Vol 5. No. 2. 7-15.
- Chung Y-C, Huang C, Tseng C-P y Pan J. 2000. Biotreatment of H₂S and NH₃ containing waste gases by co-immobilized cell biofilter. *Chemosphere*. Vol 41. 329-336.
- 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.
- Devigny J.S., Medina V.F. and Hodge D.S. 1993. Biofiltration for treatment of gasoline vapors. *Proc. In-situ and On-site. Bioreclamation*, 2nd Int. Symp.
- Devigny J; Deshusses M; Webster T. 1999. *Biofiltration for air pollution control*. Lewis Publishers. Cap. 9, pp 211-250.

- Devinny, J. S. y Ramesh, J. 2005. A phenomenological review of biofilters models. *Chemical Engineering Journal*. Vol 113 p 187-196.
- Easter C, Quigley C, Burrowes P, Witherspoon J, Apgar D. 2005. Odor and air emissions control using biotechnology for both collection and wastewater treatment systems. *Chemical Engineering Journal*. Vol 113. pp 93-104.
- Elias A, Barona A, Arreguy A, Rios J., Aranguiz I y Peñas J. 2001. Evaluation of a packing material for the biodegradation of H₂S and product analysis. *Process Biochemistry*. Vol 37. 813-820
- Ergas S.J., Schroeder E. D., Chang D.P.Y. y Morton R.L. 1995. Control of volatile organic compound emissions using a compost biofilter. *Water Environment Research*. 67 (5). 816-821.
- Etcharren, U. P. A. 2005. Diseño de un sistema de biofiltración para la eliminación de olores en la fábrica “Lubascher y Krause” Temuco. Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería. Universidad Católica de Temuco. Chile.
- Facultad de química, UNAM. (2007) Base de datos electrónica. Disponible en: <http://www.fquim.unam.mx/sitio/uploads/pdfs/hoja19.pdf>.
- Felske A., Heyrman J., Balcaen A. y Vos P. 1999. Multiplex PCR screening of soil isolates for novel *Bacillus*-related lineages. *Journal of Microbiological Methods*. Volume 55, Issue 2, 447-458.
- 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.
- 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.
- Hodge D. S., y Devinny J. S. 1995. Modeling removal of air contaminants by biofiltration. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 121, No. 1, pp. 21-32.
- Janssen A, Sleyster R, van der Kaa C, Jochemsen A, Bontsema J y Lettinga G. 1995. Biological sulphide oxidation in a fed-batch reactor. *Biotechnol. Bioeng.* 47, 327-333.
- Kennes C. y Veiga M.C Editores. 2001. *Bioreactors for Waste Gas Treatment*. Kluwer Academic Publishers. Holanda.
- Kirchner K., Hauk G. y Rehm, H.J. 1987. Exhaust gas purification using immobilized monocultures (biocatalysts). *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 26, pp. 579-587.
- Kowal S. 1993. Desodorisation sur biofiltre a support consommable. Application du procede BSE pour l'élimination de l'hydrogene sulfure. These pour obtenir le grade de Docteur de l'Universite de Provence.
- Klute, A. 1986. *Methods for Soil Analysis*; American Society of Agronomy, Soil Science Society of America: Madison, W.I.; pp. 12-2.6.5.
- Leson G, Winer M. 1991. Biofiltration: an innovative air pollution control technology for VOC emissions. *Journal of the Air and Waste Management Association* 41 (8): 1045-1054.

-
- Mc Nevin Dennis y Barford John. 2000. Biofiltration as an odour abatement strategy. *Biochemical Engineering Journal*. 5, 231-242.
 - Metcalf y Eddy, Inc. 2003. *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. 4th edition. McGraw Hill.
 - Montgomery, D.C. 1997. *Design and Analysis of Experiments*. 4th ed. John Wiley & Sons.
 - Morgan-Sagastume JM, 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 de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales A. C.* Año 10, No. 41. p 22-29.
 - Morgan-Sagastume JM, Revah S, Noyola A. 2001. Algunas tecnologías para la remoción de H₂S por vía físicoquímica y microbiológica. *IMIC*. Año XLII. Vol. 9-12. pp 207-215.
 - Morgan-Sagastume, Juan M. 2003. Biofiltración de H₂S con mezclado del empaque: Efectos sobre su estructura física, la distribución de gas y la eficiencia de operación. Tesis doctoral, Facultad de Química de la UNAM.
 - Morgan-Sagastume JM, Revah S y Noyola A (2003a). Pressure drop and gas distribution in compost based biofilters: media mixing and composition effects. *Environmental Technology*, Vol. 24, pp.797-807.
 - Morgan-Sagastume JM, Revah S, Ergas A y Noyola A (2003b) Changes in physical structure of a compost biofilter treating H₂S. *Journal of Air and Waste Manage. Assoc.*, vol. 53. pp 1011-1021.
 - Muyzer G y Smalla K. 1998. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. *Antonie Leeuwenhoek*. 73:127-141.
 - Namkoong Wan, Park Joon-Seok y VanderGheynst Jean S. 2001. Biofiltration of gasoline vapor by compost media. *Environmental Pollution* (121) 181-187.
 - Ottengraf S. P.y Diks R. M. 1991. Promising Technique, process technology of biotechniques. *Lucht nummer* 4,135-144.
 - 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 Bioengrg.*, 25, pp. 3089-3102.
 - Ottengraff S, Meesters P, Van den Oever y Rozena H. R. 1986. Biological elimination of volatile xenobiotic compounds in biofilters. *Bioprocess Engineering*. 25: 3089-3103.
 - Oyarzún P, Arancibia F, Canales C y Aroca G. 2003. biofiltration of High concentration of hydrogen sulphide using *Thiobacillus thiparus*. *Process Biochemistry*. Vol 39. 165-170.
 - 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.

-
- Portilla E y Torres R. 2007. Hydrogen sulphide removal by a biofiltration system in the waste-water treatment plant of the city of Bucaramanga in Colombia. Abstracts / Journal of Biotechnology 131S. 133–187.
 - Sawyer C.N., McCarty P.L. y Parkin G.F. 1994. Chemistry for Environmental Engineering. 4th Edition, McGraw Hill.
 - Schifftner K. 2002. Air pollution control equipment selection guide. Lewis Publisher. United Status of America. p 25- 31.
 - 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.
 - Spedding, D. J. 1981. Contaminación atmosférica. Reverte. España. p35.
 - Syed M., Soreanu G., Falleta P.y Béland M. 2006. Removal of hidrogen sulfide from gas streams using biological processes- A review. Canadian Biosystems Engineering. Vol. 48 p 2.1-2.14.
 - Thalasso, F y Pineda, O. 2002. Biofiltración: tratamiento biológico de aire contaminado. XXX aniversario de Biotecnología y Bioingeniería. Avance y Perspectiva. Vol. 21. p 325-327.
 - 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.
 - Van Groenestijn J.W. y Hesselink P.G.M. 1993. Biotechniques for air pollution control. *Biodegradation*, 4, pp. 283-301.
 - Van Groenestijn y Kraakman N. 2005. Recent developments in biological waste purification in Europe. Chemical Engineering Journal. Vol 113. pp 85-91.
 - Van Langenhove, 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, David S.L. y Marsh R. 1990. Design criteria for biofilters. Trans I Chem E. 68: 127-132.
 - 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.
 - Webster T.S., Deviny 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
 - Wright, R. 1989. Biofiltration in odour control. Investigation of Air Pollution Standing Conference. Paper IAPSC 7/3 Londres.
 - Yang Y y Allen E.R. 1994. Biofiltration control of hydrogen sulfide. Kinetics biofilter performance and maintenance. Journal of the Air and Waste Management Association. 44 (11). 1315-1321.
 - 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., 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., Sene L., Converti A. y Felipe, M.G.A. 2001. Sugarcane bagasse as alternative packing material for biofiltration of benzene polluted gaseous streams: a preliminary study. *Bioresource Technology* (83), 153.

7. ANEXOS

ANEXO 1 – HOJA DE SEGURIDAD DEL H₂S

(Base de datos electrónica Facultad de Química, UNAM, 2007)

SULFURO DE HIDROGENO

FORMULA: H₂S

COMPOSICION: H: 5.92 % y S: 94.09 %

PESO MOLECULAR: 34.08 g/mol

GENERALIDADES:

El sulfuro de hidrógeno es un gas incoloro, inflamable, con olor a huevo podrido, de sabor dulce y perceptible a concentraciones de 0.002 mg/l. Sin embargo, en concentraciones mayores de 500 ppm afecta la capacidad de percepción del nervio olfativo y con ello, impide su detección a través de este sentido, haciéndolo más peligroso. Se encuentra naturalmente en los gases provenientes de volcanes, manantiales sulfurosos, agua estancada, etc. Es generado en numerosas actividades industriales.

Este gas es más denso que el aire y arde en él con flama azul pálida. Los cilindros y tanques sometidos a fuego pueden romperse violentamente y ser proyectados, si cede la válvula.

Es muy tóxico por lo que una exposición prolongada a este gas puede generar efectos adversos a la salud. Es considerado tan tóxico como el HCN, sin embargo su olor tan desagradable permite que sea percibido a muy bajas concentraciones.

El gas húmedo es muy corrosivo del acero al carbón y, si los aceros se encuentran muy tensionados, hay corrosión y ruptura. También corroe al cobre y latón. Una parte del H₂S, recuperado como subproducto de algún proceso, se utiliza en la producción de azufre elemental por medio del proceso Claus o en la generación de ácido sulfúrico.

También se usa en la fabricación de otros productos químicos como sulfuros inorgánicos (sulfuro y bisulfuro de sodio principalmente), utilizados en la industria de colorantes, hules, pesticidas, aditivos para plásticos, peletería y fármacos. También en síntesis orgánica tiene aplicación, pues se utiliza en la obtención de mercaptanos. En metalurgia, se utiliza para separar cobre y níquel y en la industria nuclear, se utiliza en la generación de agua pesada.

De manera natural, las bacterias lo producen al reducir sulfatos y descomponer proteínas. Se produce al hacer reaccionar ácido sulfúrico con sulfuro de hierro (pirita) y al reaccionar metano, vapor de agua y azufre. Otro método de obtención a nivel industrial es mediante la reacción de hidrógeno y azufre en fase vapor, esta reacción se lleva a cabo a aproximadamente 500°C en presencia de un catalizador como bauxita, aluminosilicato o molibdato de cobalto. A través de este método se obtiene sulfuro de hidrógeno de una buena pureza, adecuado para la producción de sulfuro o bisulfuro de sodio.

En el laboratorio puede obtenerse tratando sulfuro de hierro, sulfuro de cinc o hidrosulfuro de sodio con ácido clorhídrico o sulfúrico diluidos o bien, con sulfuro de calcio y cloruro de magnesio en agua.

Además se obtiene como subproducto de muchos procesos industriales como la hidrodesulfuración de petróleo y una buena parte del producto comercial se obtiene a partir del gas natural.

NUMEROS DE IDENTIFICACION:

CAS: 7783-06-4 UN: 1053
NIOSH:MX 1225000 RCRA: U135
NOAA: 3625 STCC: 4905410
RTECS: MX1225000 HAZCHEM CODE: 2WE
NFPA: Salud: 3 Reactividad: 0 Fuego: 4

SINONIMOS:

MONOSULFURO DE DIHIDROGENO
SULFURO DE DIHIDROGENO
SULFURO DE HIDROGENO
HIDRURO DE AZUFRE
DIHIDRURO DE AZUFRE

En inglés:

HYDROSULFURIC ACID
DIHYDROGEN MONOSULFIDE
DIHYDROGEN SULFIDE
HYDROGEN SULFIDE

PROPIEDADES FISICAS Y TERMODINAMICAS:

Punto de fusión: -85.49°C
Punto de ebullición: -60.33°C
Densidad: 1.5392 g/l (0°C y 760 mm de Hg)
Densidad de vapor: 1.189
Presión de vapor (kPa): 102.7 (-60°C), 256.6 (-40°C), 546.6 (-20°C), 1033 (0°C), 1780 (20°C), 2859 (40°C) y 4347 (60°C).
Temperatura de autoignición en el aire: 260°C
Límites de explosividad (% en aire a 20°C): 4.3-46
Solubilidad : Un gramo de sulfuro de hidrógeno se disuelve en 1.87 mL de agua (a 10°C), 242 ml (a 20°C), 314 ml de agua (a 30°C), en 94.3 ml de etanol absoluto (a 20°C). O bien, en g/100 g de disolución: 0.71 (0°C), 0.53 (10°C), 0.398 (20°C).

También es soluble en metanol, acetona, carbonato de propileno, sulfolano, algunos glicoles, éteres de glicoles, N-metil-pirrolidina (disuelve 49 ml/g a 20°C a presión atmosférica) y éter etílico. Su solubilidad en disolventes no polares es menor, Por ejemplo: 8.9 mL/g en hexano y 16.6 mL/g en benceno.

En general es muy soluble en alcanolaminas debido a la formación de sales, las cuales se disocian al calentarse.

Es un mal disolvente de sales iónicas como NaCl, pero es buen disolvente de AlCl₃, ZnCl₂, FeCl₃, PCl₃, SiCl₄ y SO₂.

PROPIEDADES QUIMICAS:

Los productos de descomposición por calor, son vapores tóxicos de óxidos de azufre.

Este producto es muy peligroso cuando se expone al calor, flama u oxidantes. Reacciona explosivamente con etanol y 1,2-bis(2-azidoetoxi)etano; tricloruro de nitrógeno; fulminato de plata; oxígeno; pentafluoruro de bromo; trifluoruro de cloro; triyoduro y tricloruro de nitrógeno; difluoruro de oxígeno (a temperatura ambiente) y cloruro de fenildiazonio. Una mezcla 1:2 de este producto con oxígeno, causa que el polvo de cobre entre en incandescencia y prenda la mezcla explosiva de gases.

Es incandescente en presencia de peróxido de bario, trióxido de cromo, óxido de cobre, dióxido de plomo, dióxido de manganeso, óxido de níquel, óxido de plata (I), peróxido de sodio, óxido de talio (III), fluor, hipoclorito de plomo, óxido de plomo (IV), bromato de mercurio (I), bromato de plata y al pasar por ductos de fierro oxidados. Lo mismo sucede al entrar en contacto, junto con aire, con óxido de bario, óxido de calcio u óxido de mercurio además, existe el riesgo de explosión.

Es incompatible, en general, con oxidantes, bases fuertes y metales.

NIVELES DE TOXICIDAD:

RQ: 100

TPQ: 500

IDLH: 300 ppm

LC50 (inhalación en ratas): 444 ppm

LCLo (inhalación en humanos): 600 ppm/ 30 min y 800 ppm/ 5 h

LDLo (inhalación en humanos): 5700 microg/kg

MANEJO:

Equipo de protección personal:

Al utilizar este gas es necesario utilizar bata, lentes de seguridad y guantes, en un área bien ventilada. Si las cantidades a trabajar son grandes, entonces debe utilizarse un equipo de respiración especial.

Para trasvasar pequeñas cantidades de disoluciones acuosas, debe usarse propipeta. NUNCA ASPIRAR CON LA BOCA.

RIESGOS:

Riesgos de fuego y explosión:

Este compuesto es más pesado que el aire, puede viajar distancias considerables hasta una fuente de ignición y la flama se retrotrae. Forma mezclas explosivas con aire en un intervalo grande de concentraciones.

Los cilindros y tanques sometidos al fuego pueden romperse violentamente y salir como cohetes, si la válvula cede. Arde en el aire con una flama azul pálido.

Riesgos a la salud:

Este producto es extremadamente tóxico y es causa de una gran cantidad de muertes, no sólo en áreas de trabajo, sino también en áreas de acumulación natural como cisternas o drenajes.

Actúa directamente sobre el sistema nervioso central, provocando parálisis de centros respiratorios, debido a que se une a la methemoglobina de una forma similar a los cianuros.

Es a través del torrente sanguíneo que reacciona con algunas enzimas, lo que provoca inhibición de la respiración celular, parálisis pulmonar y la muerte.

Los primeros síntomas de intoxicación, de manera general, son: náusea, vómito, diarrea, irritación de la piel, lagrimeo, falta de olfato, fotofobia y visión nublada.

Los síntomas de una intoxicación aguda son: taquicardia(aumento de la velocidad cardiaca) o bradicardia (disminución de la velocidad cardiaca), hipotensión (presión sanguínea baja), cianosis, palpitaciones, arritmia cardiaca. Además, puede presentarse respiración corta y rápida, edema bronquial o pulmonar, depresión pulmonar y parálisis respiratoria. Los efectos neurológicos en estos casos son irritabilidad, vértigo, cansancio, confusión, delirio, amnesia, dolor de cabeza y sudoración.

Se presentan también calambres musculares, temblores, salivación excesiva, tos, convulsiones y coma.

La ingestión de alcohol incrementa los efectos tóxicos.

Inhalación: Si la exposición es a baja concentración por pocas horas, los síntomas son: dolor de cabeza, náusea, pérdida de peso y otros síntomas debidos a daños cerebrales. A concentraciones entre 50 y 500 ppm, el sulfuro de hidrógeno actúa primero como irritante respiratorio. Una exposición prolongada a concentraciones mayores de 250 ppm, por ejemplo, causa edema pulmonar y neumonitis bronquial.

Por otra parte, si la concentración es mayor, entonces el daño al sistema nervioso es el principal problema. Así, una exposición a 500 ppm por 30 minutos causa dolor de cabeza, cansancio, excitación, diarrea e inconsciencia. El respirar sólo unos minutos en atmósferas con 1000 ppm de este producto, causa inconsciencia de la cual se puede recuperar rápidamente, si se atiende a tiempo, pero que puede ser mortal por parálisis respiratoria.

El contacto con ojos produce irritación de la conjuntiva, provocando fotofobia, querconjuntivitis y vesiculación del epitelio de la córnea, aún a concentraciones de 20 ppm o más bajas, por algunas horas. Si la exposición es repetida, se presentan además de los síntomas mencionados, lagrimeo, dolor y visión nublada. Un envenenamiento crónico provoca hinchazón de la conjuntiva y los párpados.

La recuperación de estos problemas generalmente es completa, siempre que no se presenten otras infecciones secundarias.

Contacto con la piel: no hay información al respecto

Carcinogenicidad: no hay información al respecto.

Mutagenicidad: no hay información al respecto.

Peligros reproductivos: La exposición a este gas de ratas preñadas (de 6 a 20 días de gestación) a 100 ppm no produjo problemas maternos, embriotóxicos ni teratogénicos. Sin embargo, junto con disulfuro de carbono a 800 ppm se ha observado una disminución del peso fetal.

ACCIONES DE EMERGENCIA:

Primeros auxilios:

En casos agudos de intoxicación es necesario que el personal médico porte equipo de protección adecuado.

Inhalación: mover a la víctima a un lugar bien ventilado y evaluar los signos vitales. Si no hay pulso, proporcionar rehabilitación cardiopulmonar, si no respira dar respiración artificial. Si la víctima está consciente, sentarlo y mantenerlo en reposo, ya que puede ocurrir congestión pulmonar, así como convulsiones.

Ojos: Lavarlos con agua tibia asegurándose de abrir bien los párpados, por lo menos durante 15 minutos.

Piel: Quitar la ropa contaminada y lavar el área expuesta con agua y jabón.

En todos los casos de exposición, el paciente debe ser transportado al hospital tan pronto como sea posible.

Control de fuego:

Evacuar el área. El personal que combata el incendio debe mantenerse de frente al fuego y a favor del viento (viento en la espalda), en áreas altas y usar equipo de respiración y ropa de protección especiales. Utilizar agua en forma de rocío, neblina o espuma. Parar la fuga de gas y usar agua para enfriar los recipientes expuestos al fuego. Si es posible, mover los recipientes que puedan quedar expuestos al fuego. Ventilar los espacios cerrados antes de entrar.

Fugas y derrames:

Mantener alejadas del área cualquier fuente de ignición. Evitar que el material llegue a drenajes o fuentes de agua. Usar agua en forma de rocío para bajar los vapores y almacenarla en lugares especiales pues esta disolución es tóxica y corrosiva.

Si el derrame es de disoluciones, contenerlo y absorberlo con productos comerciales hechos para ello, para posteriormente neutralizarlo con óxido o carbonato de calcio o bicarbonato de sodio.

Desechos:

El gas debe pasarse sobre una disolución de cloruro férrico, cuidando que esta disolución no sea succionada hacia el tanque, por lo que debe colocarse una trampa de seguridad entre esta disolución y el tanque.

Debe tenerse especial cuidado con los cilindros vacíos, pues pueden contener residuos peligrosos que sólo pueden ser tratados por los distribuidores.

ALMACENAMIENTO:

Los contenedores de este producto deben ser protegidos de daño físico, electricidad estática, luz directa del sol, alejados de fuentes de ignición, de ácido nítrico concentrado, oxidantes fuertes, otros cilindros presurizados y líquidos o gases corrosivos. La temperatura de almacenamiento de los cilindros no debe exceder los 52°C y el área debe estar bien ventilada.

ANEXO 2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Efecto del tipo de medio filtrante sobre la eficiencia de remoción

Composta fresca (5 y 18 g H₂S /m³h)

Resumen del Procedimiento

Variable dependiente: EFICIENCIA REMOCIÓN

Factores:

CARGA MÁSCA

ALTURA

Número de casos completos: 16

Este procedimiento realiza un análisis multifactorial de la varianza para EFICIENCIA REMOCIÓN. Realiza varios tests y gráficos para determinar qué factores tienen un efecto estadísticamente significativo en EFICIENCIA REMOCIÓN. Teniendo datos suficientes, también analiza las interacciones significativas entre los factores. Los F-tests en la tabla ANOVA le permitirán identificar los factores significantes. Para cada factor significativo, El Gráfico de Medias y el Gráfico de Interacción le ayudarán a interpretar los efectos significantes y le indicarán qué medias son significativamente diferentes de otras.

A) ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA EFICIENCIA REMOCIÓN - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:CARGA MÁSCA	2238.0	1	2238.0	153.91	0.0000
B:ALTURA	8241.63	3	2747.21	188.93	0.0000
INTERACCIONES					
AB	1224.18	3	408.059	28.06	0.0001
RESIDUOS	116.324	8	14.5405		
TOTAL (CORREGIDO)	11820.1	15			

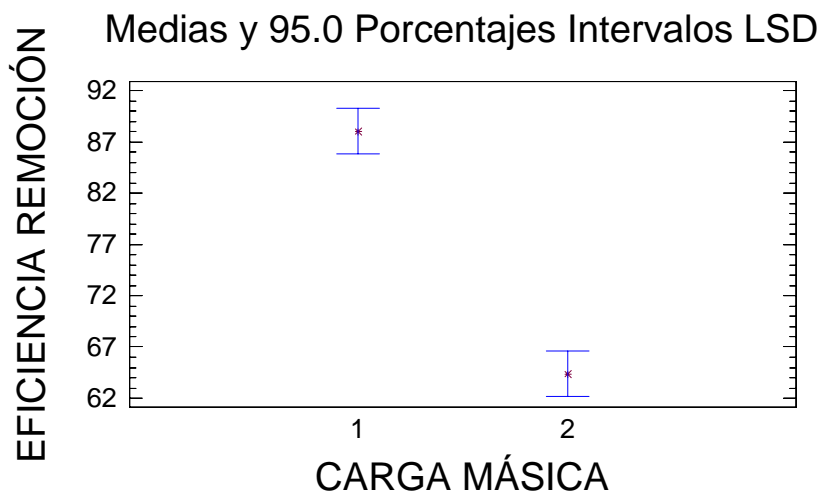
Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

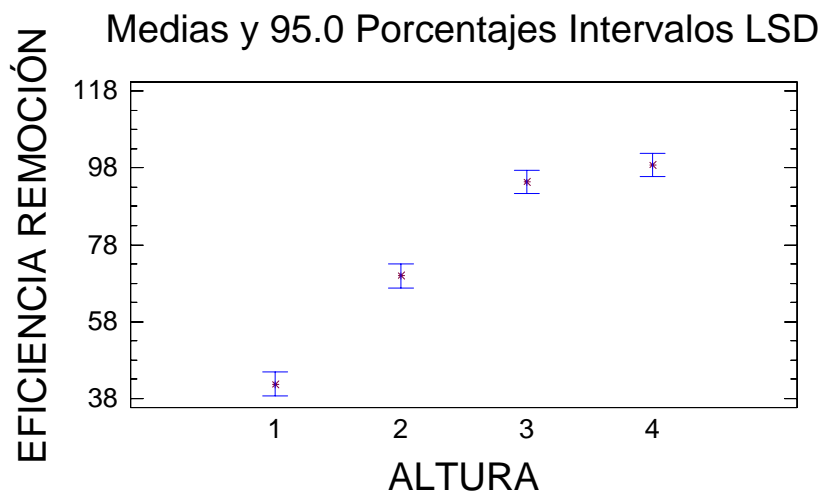
La tabla ANOVA descompone la variabilidad de EFICIENCIA REMOCIÓN en las contribuciones debidas a varios factores. Puesto que se ha elegido la suma de cuadrados Tipo III (valor por defecto), se ha medido la contribución de cada factor eliminando los efectos del resto de los factores. Los P-valores comprueban la importancia estadística de cada uno de los factores. Dado que 3 p-valores son inferiores a 0.05, estos factores tienen efecto estadísticamente significativo en EFICIENCIA REMOCIÓN para un 95.0%.

B) TABLAS DE MEDIAS POR MÍNIMOS CUADRADOS PARA EFICIENCIA DE REMOCIÓN CON 95.0 INTERVALOS DE CONFIANZA.

Nivel	Frecuencia	Media	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Media Total	16	76.2144			
CARGA MÁSSICA					
1	8	88.0413	1.34817	84.9324	91.1501
2	8	64.3875	1.34817	61.2786	67.4964
ALTURA					
1	4	41.815	1.9066	37.4184	46.2116
2	4	69.9225	1.9066	65.5259	74.3191
3	4	94.3675	1.9066	89.9709	98.7641
4	4	98.7525	1.9066	94.3559	103.149
CARGA MÁSSICA según ALTURA					
1 1	2	63.12	2.69634	56.9022	69.3378
1 2	2	89.5	2.69634	83.2822	95.7178
1 3	2	99.545	2.69634	93.3272	105.763
1 4	2	100.0	2.69634	93.7822	106.218
2 1	2	20.51	2.69634	14.2922	26.7278
2 2	2	50.345	2.69634	44.1272	56.5628
2 3	2	89.19	2.69634	82.9722	95.4078
2 4	2	97.505	2.69634	91.2872	103.723

Esta tabla muestra la EFICIENCIA REMOCIÓN media para cada nivel de factores. También presenta el error estándar de cada media, lo cual es una medida de su variabilidad en la muestra. Las dos columnas de la derecha muestran 95.0% intervalos de confianza para cada una de las medias.





Interpretación del análisis estadístico

El resultado del análisis estadístico se resume como sigue:

Usando *composta fresca* como medio filtrante, hay diferencia significativa al alimentar al sistema con las diferentes cargas másicas: 5 y 18 g H₂S /m³h sobre la eficiencia de remoción.

Hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre las alturas del medio filtrante: 0-20 cm, 0-40 cm, 0-60 cm, sin embargo, no hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción en 0-80 cm con respecto al valor 0-60 cm.

Es significativa la interacción de los factores carga másica – altura sobre la eficiencia de remoción.

Composta operada a largo plazo (5 y 18 g H₂S /m³h)

Resumen del Procedimiento

Variable dependiente: EFICIENCIA REMOCIÓN

Factores:

CARGA MÁSCICA

ALTURA

Número de casos completos: 16

Este procedimiento realiza un análisis multifactorial de la varianza para EFICIENCIA REMOCIÓN. Realiza varios tests y gráficos para determinar qué factores tienen un efecto estadísticamente significativo en EFICIENCIA REMOCIÓN. Teniendo datos suficientes, también analiza las interacciones significativas entre los factores. Los F-tests en la tabla ANOVA le permitirán identificar los factores significantes. Para cada factor significativo. El Gráfico de Medias y el Gráfico de Interacción le ayudarán a interpretar los efectos significantes y le indicarán qué medias son significativamente diferentes de otras.

A) ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA LA EFICIENCIA REMOCIÓN

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:CARGA MÁSCICA	20.4983	1	20.4983	2.29	0.1690
B:ALTURA	2502.81	3	834.269	93.04	0.0000
INTERACCIONES					
AB	4.67682	3	1.55894	0.17	0.9111
RESIDUOS					
	71.7348	8	8.96684		
TOTAL (CORREGIDO)					
	2599.72	15			

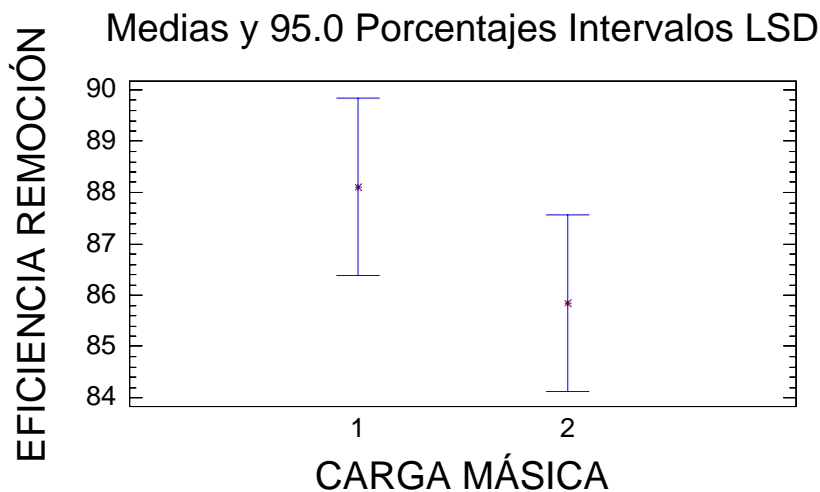
Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

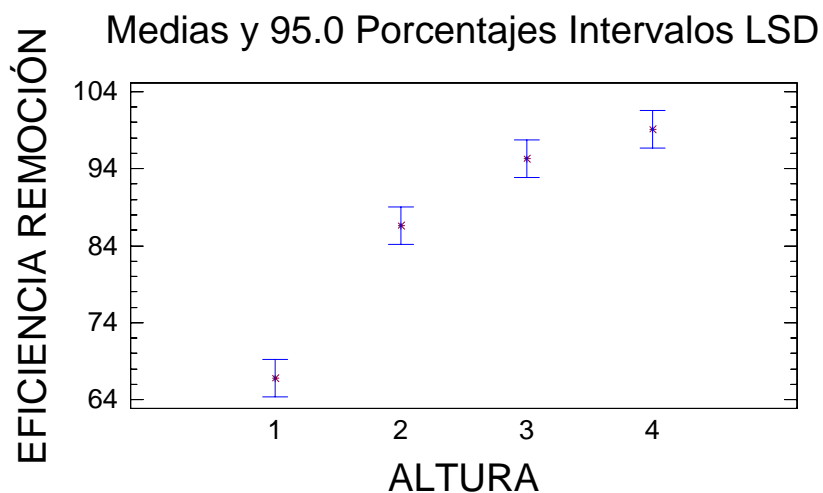
La tabla ANOVA descompone la variabilidad de EFICIENCIA REMOCIÓN en las contribuciones debidas a varios factores. Puesto que se ha elegido la suma de cuadrados Tipo III (valor por defecto), se ha medido la contribución de cada factor eliminando los efectos del resto de los factores. Los P-valores comprueban la importancia estadística de cada uno de los factores. Dado que un p-valor es inferior a 0.05, este factor tiene efecto estadísticamente significativo en EFICIENCIA REMOCIÓN para un 95.0%.

B) TABLA DE MEDIAS POR MÍNIMOS CUADRADOS PARA EFICIENCIA DE REMOCIÓN CON 95.0 INTERVALOS DE CONFIANZA

Nivel	Frecuencia	Media	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Media Total	16	86.9769			
CARGA MÁSSICA					
1	8	88.1087	1.0587	85.6674	90.5501
2	8	85.845	1.0587	83.4036	88.2864
ALTURA					
1	4	66.7925	1.49723	63.3399	70.2451
2	4	86.6325	1.49723	83.1799	90.0851
3	4	95.31	1.49723	91.8574	98.7626
4	4	99.1725	1.49723	95.7199	102.625
CARGA MÁSSICA según ALTURA					
1 1	2	68.22	2.11741	63.3372	73.1028
1 2	2	87.37	2.11741	82.4872	92.2528
1 3	2	97.17	2.11741	92.2872	102.053
1 4	2	99.675	2.11741	94.7922	104.558
2 1	2	65.365	2.11741	60.4822	70.2478
2 2	2	85.895	2.11741	81.0122	90.7778
2 3	2	93.45	2.11741	88.5672	98.3328
2 4	2	98.67	2.11741	93.7872	103.553

Esta tabla muestra la EFICIENCIA REMOCIÓN media para cada nivel de factores. También presenta el error estándar de cada media, lo cual es una medida de su variabilidad en la muestra. Las dos columnas de la derecha muestran 95.0% intervalos de confianza para cada una de las medias.





Interpretación del análisis estadístico

El resultado del análisis estadístico se resume como sigue:

Usando *composta operada a largo plazo* como medio filtrante, no hay diferencia significativa al alimentar al sistema con las diferentes cargas másicas: 5 y 18 g H₂S /m³h sobre la eficiencia de remoción.

Hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre las alturas del medio filtrante: 0-20 cm, 0-40 cm, 0-60 cm, sin embargo, no hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción en 0-80 cm con respecto al valor 0-60 cm.

No es significativa la interacción de los factores carga másica – altura sobre la eficiencia de remoción.

EFFECTO DEL TIPO DE MEDIO FILTRANTE SOBRE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN

Los dos tipos de composta operando con carga baja (5 g H₂S /m³h)

Resumen del Procedimiento

Variable dependiente: EFICIENCIA REMOCIÓN

Factores:

COMPOSTA

ALTURA

Número de casos completos: 16

Este procedimiento realiza un análisis multifactorial de la varianza para EFICIENCIA REMOCIÓN. Realiza varios tests y gráficos para determinar qué factores tienen un efecto estadísticamente significativo en EFICIENCIA REMOCIÓN. Teniendo datos suficientes, también analiza las interacciones significativas entre los factores. Los F-tests en la tabla ANOVA le permitirán identificar los factores significantes. Para cada factor significativo. El Gráfico de Medias y el Gráfico de Interacción le ayudarán a interpretar los efectos significantes y le indicarán qué medias son significativamente diferentes de otras.

A) Análisis de la Varianza para EFICIENCIA REMOCIÓN - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:COMPOSTA	0.018225	1	0.018225	0.00	0.9645
B:ALTURA	2984.8	3	994.933	115.00	0.0000
INTERACCIONES					
AB	36.2749	3	12.0916	1.40	0.3125
RESIDUOS	69.2135	8	8.65169		
TOTAL (CORREGIDO)	3090.31	15			

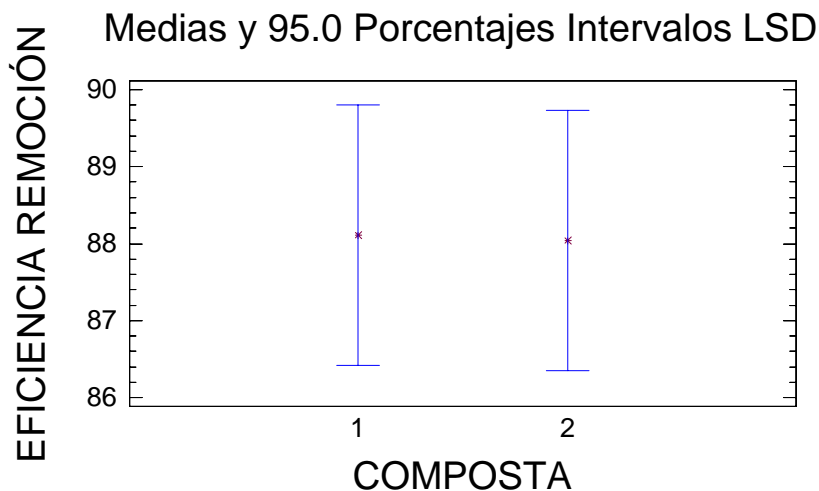
Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

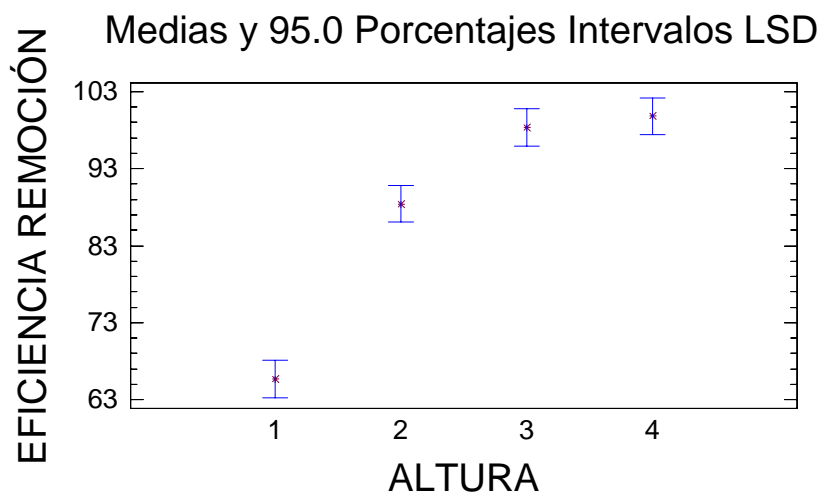
La tabla ANOVA descompone la variabilidad de EFICIENCIA REMOCIÓN en las contribuciones debidas a varios factores. Puesto que se ha elegido la suma de cuadrados Tipo III (valor por defecto), se ha medido la contribución de cada factor eliminando los efectos del resto de los factores. Los P-valores comprueban la importancia estadística de cada uno de los factores. Dado que un p-valor es inferior a 0.05, este factor tiene efecto estadísticamente significativo en EFICIENCIA REMOCIÓN para un 95.0%.

B) Tabla de Medias por mínimos cuadrados para EFICIENCIA REMOCIÓN con 95.0 Intervalos de confianza

Nivel	Frecuencia	Media	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Media Total	16	88.075			
COMPOSTA					
1	8	88.1088	1.03993	85.7107	90.5068
2	8	88.0413	1.03993	85.6432	90.4393
ALTURA					
1	4	65.67	1.47069	62.2786	69.0614
2	4	88.435	1.47069	85.0436	91.8264
3	4	98.3575	1.47069	94.9661	101.749
4	4	99.8375	1.47069	96.4461	103.229
COMPOSTA según ALTURA					
1 1	2	68.22	2.07987	63.4238	73.0162
1 2	2	87.37	2.07987	82.5738	92.1662
1 3	2	97.17	2.07987	92.3738	101.966
1 4	2	99.675	2.07987	94.8788	104.471
2 1	2	63.12	2.07987	58.3238	67.9162
2 2	2	89.5	2.07987	84.7038	94.2962
2 3	2	99.545	2.07987	94.7488	104.341
2 4	2	100.0	2.07987	95.2038	104.796

Esta tabla muestra la EFICIENCIA REMOCIÓN media para cada nivel de factores. También presenta el error estándar de cada media, lo cual es una medida de su variabilidad en la muestra. Las dos columnas de la derecha muestran 95.0% intervalos de confianza para cada una de las medias.





Interpretación del análisis estadístico

El resultado del análisis estadístico se resume como sigue:

Alimentando al sistema con carga 5 g H₂S /m³h no hay diferencia significativa sobre la eficiencia de remoción al utilizar cada tipo de medio filtrante: *composta fresca* o *composta operada a largo plazo*.

Hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre las alturas del medio filtrante: 0-20 cm, 0-40 cm, 0-60 cm, sin embargo, no hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción en 0-80 cm con respecto al valor 0-60 cm.

No es significativa la interacción de los factores tipo de medio filtrante – altura sobre la eficiencia de remoción, al usar carga 18 g H₂S /m³h.

Los dos tipos de composta operando con carga alta (18 g H₂S /m³h)

Resumen del Procedimiento

Variable dependiente: EFICIENCIA REMOCIÓN

Factores:

COMPOSTA

ALTURA

Número de casos completos: 16

Este procedimiento realiza un análisis multifactorial de la varianza para EFICIENCIA REMOCIÓN. Realiza varios tests y gráficos para determinar qué factores tienen un efecto estadísticamente significativo en EFICIENCIA REMOCIÓN. Teniendo datos suficientes, también analiza las interacciones significativas entre los factores. Los F-tests en la tabla ANOVA le permitirán identificar los factores significantes. Para cada factor significativo. El Gráfico de Medias y el Gráfico de Interacción le ayudarán a interpretar los efectos significantes y le indicarán qué medias son significativamente diferentes de otras.

A) Análisis de la Varianza para EFICIENCIA REMOCIÓN - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:COMPOSTA	1841.7	1	1841.7	123.97	0.0000
B:ALTURA	7498.64	3	2499.55	168.26	0.0000
INTERACCIONES					
AB	1453.58	3	484.527	32.62	0.0001
RESIDUOS	118.845	8	14.8557		
TOTAL (CORREGIDO)	10912.8	15			

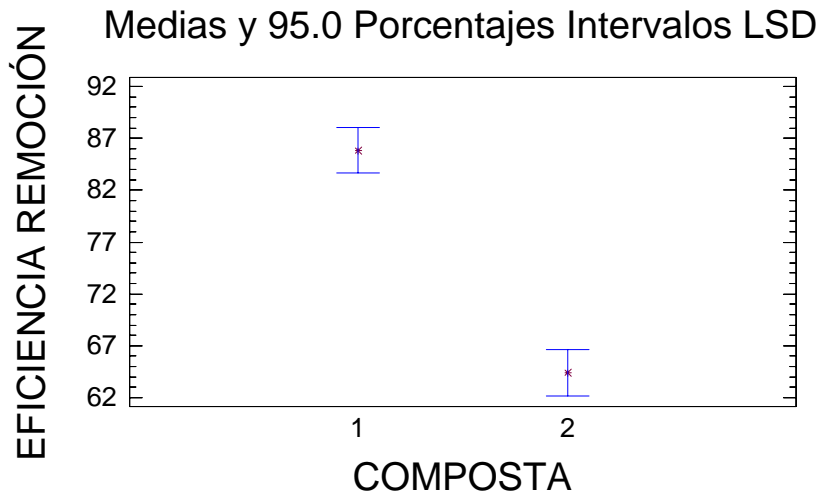
Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

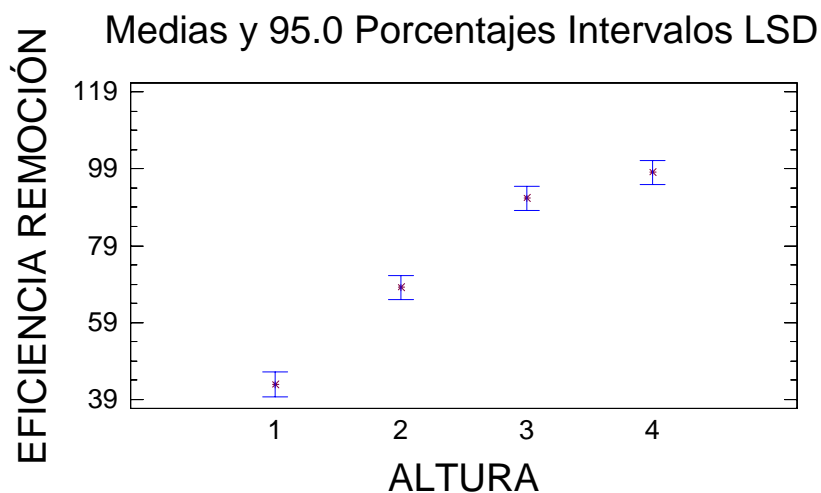
La tabla ANOVA descompone la variabilidad de EFICIENCIA REMOCIÓN en las contribuciones debidas a varios factores. Puesto que se ha elegido la suma de cuadrados Tipo III (valor por defecto), se ha medido la contribución de cada factor eliminando los efectos del resto de los factores. Los P-valores comprueban la importancia estadística de cada uno de los factores. Dado que 3 p-valores son inferiores a 0.05, estos factores tienen efecto estadísticamente significativo en EFICIENCIA REMOCIÓN para un 95.0%.

B) Tabla de Medias por mínimos cuadrados para EFICIENCIA REMOCIÓN con 95.0 Intervalos de confianza

Nivel	Frecuencia	Media	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Media Total	16	75.1162			
COMPOSTA					
1	8	85.845	1.3627	82.7026	88.9874
2	8	64.3875	1.3627	61.2451	67.5299
ALTURA					
1	4	42.9375	1.92715	38.4935	47.3815
2	4	68.12	1.92715	63.676	72.564
3	4	91.32	1.92715	86.876	95.764
4	4	98.0875	1.92715	93.6435	102.532
COMPOSTA según ALTURA					
1 1	2	65.365	2.72541	59.0802	71.6498
1 2	2	85.895	2.72541	79.6102	92.1798
1 3	2	93.45	2.72541	87.1652	99.7348
1 4	2	98.67	2.72541	92.3852	104.955
2 1	2	20.51	2.72541	14.2252	26.7948
2 2	2	50.345	2.72541	44.0602	56.6298
2 3	2	89.19	2.72541	82.9052	95.4748
2 4	2	97.505	2.72541	91.2202	103.79

Esta tabla muestra la EFICIENCIA REMOCIÓN media para cada nivel de factores. También presenta el error estándar de cada media, lo cual es una medida de su variabilidad en la muestra. Las dos columnas de la derecha muestran 95.0% intervalos de confianza para cada una de las medias.





Interpretación del análisis estadístico

El resultado del análisis estadístico se resume como sigue:

Alimentando al sistema con carga $18 \text{ g H}_2\text{S} / \text{m}^3\text{h}$ hay diferencia significativa sobre la eficiencia de remoción al utilizar cada tipo de medio filtrante: *composta fresca* o *composta operada a largo plazo*.

Hay diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre las alturas del medio filtrante: 0-20 cm, 0-40 cm, 0-60 cm y 0-80 cm.

Es significativa la interacción de los factores tipo de medio filtrante – altura sobre la eficiencia de remoción, al usar carga $18 \text{ g H}_2\text{S} / \text{m}^3\text{h}$.