

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y
TEXTIL**



**PROCESO DE COMPOSTAJE, BIOFILTRACIÓN Y
ANÁLISIS SENSORIAL DE COV'S**

**INFORME DE INGENIERÍA PARA OPTAR POR EL GRADO
DE:**

INGENIERO QUÍMICO

**PRESENTADO POR:
MEYLIN MIRTHA TERREL GUTIERREZ**

LIMA – PERÚ

JULIO 2007

A mis Padres

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a quienes de una u otra manera han contribuido a llevar a cabo este trabajo.

En primer lugar y en forma muy especial al Dr. Martin Reiser por haberme permitido trabajar bajo su dirección, a él le agradezco su amistad, orientación, estímulo y ayuda.

Al Prof. Dr- Martin Kranert, Director del Instituto Ingeniería Ambiental y Sanitaria ISWA un agradecimiento muy especial por las facilidades recibidas para el desempeño de mis actividades en el instituto. Asimismo, mención muy especial a los Drs. Klaus Fisher y Gunter Baumbach por todo lo aprendido de ellos y la ayuda prestada en la ejecución, interpretación y análisis de los diferentes proyectos desarrollados.

Agradezco también de manera muy especial a mi asesor de Informe de Ingeniería, al Ing. Ubaldo Apaza por sus valiosas observaciones y comentarios; de igual manera que a todos mis profesores de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI) por haberme formado profesionalmente, dándome todas las herramientas necesarias para poder destacar en el campo de la investigación científica.

Finalmente, mi reconocimiento a todas aquellas personas que de una u otra manera han colaborado a lo largo de la ejecución de este informe, por brindarme su amistad y apoyo moral; a todas ellas quiero decirles que para mí la gratitud es un sentimiento tan profundo que me resulta difícil expresarlo con palabras, tan solo puedo decirles GRACIAS de todo corazón.

RESUMEN

La materia orgánica, que representa un alto porcentaje de los residuos sólidos, puede ser tratada mediante el proceso del compostaje y reutilizarse como compost. El compostaje es una de las formas de reciclaje por excelencia, ya que convierte un material orgánico que ha sido desechado en un producto de mucho valor. A su vez, el compost tiene diversas aplicaciones; entre ellas, las más importantes son como mejorador de suelos y para la remoción de contaminantes gaseosos. Entre los contaminantes que pueden ser biodegradados por el compost, se encuentran principalmente los compuestos orgánicos volátiles (COV's).

En este informe, se presenta información sobre el proceso de compostaje como alternativa de tratamiento de residuos sólidos orgánicos que ofrece una serie de ventajas. Además, se presenta al proceso de Biofiltración como una alternativa de tratamiento de COV's, muchas veces responsables de la contaminación olfatoria.

La contaminación olfatoria ambiental es uno de los retos que las sociedades desarrolladas se plantean para la preservación del medio ambiente. Uno de los problemas que han surgido, es saber cuándo se traspasa el umbral de lo tolerable y en qué punto se sitúa lo jurídicamente permisible. El carácter subjetivo de los olores es el principal obstáculo a la hora de establecer estos máximos. Existe una norma europea que determina el número de unidades de olor por metro cúbico en condiciones normales. Es en este contexto, donde entra en juego los métodos sensoriales, ya que permiten establecer la relación entre el origen del mal olor y su repercusión en el medio ambiente; así como la determinación de las medidas correctoras a tomar.

En conclusión, la información recopilada en este informe puede servir de guía de conocimiento sobre el estado del arte tecnológico en Europa, específicamente en Alemania, que es líder pionero mundial en tecnología ambiental, sobre manejo de residuos sólidos orgánicos mediante el proceso de compostaje, procesos biológicos de purificación del aire y métodos analíticos sensoriales que permiten caracterizar compuestos olfatorios.

ÍNDICE

ÍNDICE	
ANEXOS	III
LISTA DE FIGURAS	IV
LISTA DE CUADROS	V
LISTA DE FOTOS	VI
ECUACIONES	VI
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ÓRGANO EMPRESARIAL.....	3
2.1. Datos principales de la Empresa.....	3
2.2. Estructura Orgánica.....	4
2.3. Líneas de Producción o Actividades.....	5
2.3.1. Investigación Aplicada.....	5
2.3.2. Formación de Especialistas.....	6
2.3.3. La divulgación de conocimientos y nuevas técnicas en el tratamiento de la problemática ambiental.....	6
III. RELACIÓN PROFESIONAL- EMPLEADOR.....	7
IV. TRABAJO PROFESIONAL DESARROLLADO.....	8
4.1. Cargos desempeñados.....	8
V. DESARROLLO DE ACTIVIDADES PROFESIONALES.....	9
5.1. Planta de tratamiento de Residuos Sólidos: Planta de Compostaje...9	
5.1.1. Explicación General del Proceso.....	9
5.1.2. Diagrama de procesos de una planta de compostaje.....	23
5.1.3. Impactos ambientales.....	25
5.1.4. Aplicación del COMPOST.....	29
5.2. Compuestos orgánicos volátiles: COV's.....	29
5.2.1. Propiedades físico-químicas de los COV's.....	30
5.3 Tratamiento de los COVs por biodegradación.....	32
5.3.1 Aplicaciones de la biotecnología.....	32

5.3.2. Biofiltración.....	34
5.3.3 Mecanismos de degradación de COV's.....	35
5.3.4 Descripción del proceso.....	38
5.3.5. Ventajas y desventajas de la biofiltración.....	49
5.3.6. Sistema de prueba: Biofiltro piloto, ISWA, Uni-Stuttgart.....	49
5.4. Métodos Analíticos sensoriales para la identificación de COV's provenientes de una planta de compostaje	58
5.4.1. Definiciones del olor.....	59
5.4.2. Métodos Analíticos.....	60
5.4.3. Descripción de los diferentes métodos analíticos.....	61
5.4.4. Toma de muestras gaseosas.....	65
5.4.5. Marco Legislativo sobre contaminación olfatoria.....	66
5.4.6. Caso de estudio: COV's responsables de la contaminación olfatoria en la planta de compostaje de Kirchheim u.T. GmbH.....	67
VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	72
VII. BIBLIOGRAFIA.....	74

ANEXOS

ANEXO A: Fotos de la Planta de Compostaje de Kirchheim.....78

ANEXO B: Contaminación del suelo y Calidad del compost clasificado.....82

ANEXO C: Biofiltro Piloto del Instituto de Ingeniería Ambiental de la
Universidad de Stuttgart.....83

ANEXO D: Información sobre el Olfatómetro ECOMA T08.....83

ANEXO E: Resultados del Caso de Estudio sobre identificación de COV's
responsables de la contaminación olfatoria en una planta de compostaje.....84

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Organigrama del Instituto ISWA
- Figura 2:** Molino con tornillo sin fin
- Figura 3:** Funcionamiento del molino con tornillo sin fin
- Figura 4:** Criba tambor (vista de planta)
- Figura 5:** Funcionamiento del electroimán
- Figura 6:** Compostaje en pilas
- Figura 7:** Balance de materia
- Figura 8:** Curva de temperatura y de pH del proceso de compostaje
- Figura 9:** Separador balístico
- Figura 10:** Tamiz aireada
- Figura 11:** Compost clasificado y garantía de calidad
- Figura 12:** Diagrama de procesos de una planta de compostaje
- Figura 13:** Degradación del Tolueno a cis-1,2-dihydrodiol Benzoato principalmente por la Pseudomonas Putida Idaho
- Figura 14:** Degradación biológica del Estireno
- Figura 15:** Esquema de la biodegradación de contaminantes en los biofiltros
- Figura 16:** Fenómenos presentados en la biopelícula de los biofiltros
- Figura 17:** Variación de la concentración del contaminante en la fase gaseosa y en la biopelícula
- Figura 18:** Proceso de biofiltración
- Figura 19:** Sistema de biofiltración a escala de laboratorio
- Figura 20:** (a) Eficiencia de eliminación global del sistema en función del flujo
(b) Eficiencia de eliminación acumulada para cada etapa del biofiltro
- Figura 21:** Perfil de concentración a lo largo del biofiltro para cada flujo de trabajo
- Figura 22:** Efecto de la temperatura en la eficiencia de eliminación del sistema
- Figura 23:** Principio de Operación de un GC-MS
- Figura 24:** Principio de acción de la nariz electrónica frente a la nariz mamífera
- Figura 25:** Olfatómetro ECOMA T08 y panelistas
- Figura 26:** Puerto Detector de Olor
- Figura 27:** Muestreo

Figura 28: Cromatograma de una muestra de gas de salida del Biofiltro 3

Figura 29: Porcentaje de los COV's olfatorios presentes en el gas de entrada y de salida del Biofiltro 3

Figura 30: Olfatómetro ECOMA T08 y 4 miembro del panel de olores

Figura 31: Estructura química de los compuestos olfatorios comunes tanto en la entrada como en la salida de los biofiltros

Figura 32: Estructura química de los compuestos olfatorios a la entrada de los biofiltros y han sido eliminados

Figura 33: Estructura química de los compuestos olfatorios comunes a la salida de los biofiltros que han sido generados producto de la degradación biológica

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1: Parámetros de diseño para cribas tambor

Cuadro 2: Balance de energía para el ejemplo considerado

Cuadro 3: Parámetros de diseño de biofiltros

Cuadro 4: Contaminantes en las aguas lixiviadas

Cuadro 5: Área necesaria para la laguna de tratamiento de las aguas lixiviadas

Cuadro 6: Biodegradación aerobia y anaerobia de COV's

Cuadro 7: Aplicaciones de la biofiltración

Cuadro 8: Comparación de los materiales empleados en biofiltros

Cuadro 9: Ventajas y desventajas de la biofiltración

Cuadro 10: Características del equipo de cromatografía gaseosa

Cuadro 11: Flujos de trabajo

Cuadro 12: Resultados de la medición olfatómetrica

Cuadro 13: Grado de percepción de los compuestos olfatorios

Cuadro 14: Emisiones relevantes en el proceso de compostaje

Cuadro 15: Limites máximos permisibles de metales pesados en el compost clasificado

Cuadro 16: Grado de percepción de los compuestos olfatorios del gas de entrada al Biofiltro 3

Cuadro 17: Grado de percepción de los compuestos olfatorios en los gases de salida de los diferentes biofiltros

Cuadro 18: Información sobre los compuestos responsables de la contaminación olfatoria en la Planta de Compostaje de Kirchheim

LISTA DE FOTOS

Foto 1: Vista de Planta del Instituto ISWA con vista frontal del Edificio Central

Foto 2: Planta mecanizada con máquina de mezcla

Foto 3: Entrada a la Planta de Kirchheim

Foto 4: Ingreso de residuos y pre-acondicionamiento

Foto 5: Compostaje Mecanizado de las pilas

Foto 6: Toma de muestra a la entrada a los biofiltros

Foto 7: Toma de muestra a la salida de los biofiltros

Foto 8: Colección de muestras

Foto 9: Compost final

Foto 10: Compost clasificado

Foto 11: Biofiltro Piloto (Bioreactor)

ECUACIONES

Ecuación 1: La determinación de la Constante de la Ley de Henry's

Ecuación 2: Relación empírica de MICHAELIS-MENTEN para la determinación la cinética global en un biofiltro

Ecuación 3: Eficiencia de eliminación del sistema de biofiltración (ξ)

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental se ha convertido en un tema de gran importancia entre todos los seres humanos. Fruto de ello es que las legislaciones han experimentado en este campo importantes cambios tendentes a conseguir una mejor preservación de nuestro entorno. Esto ha sido posible gracias al avance en tecnología ambiental que ha desarrollado por un lado, el empleo de “energías limpias”, reutilización de recursos, sistemas de tratamiento y eliminación de residuos, etc. y por otro lado, sistemas y métodos de medición y control de contaminación ambiental

Entre los elementos contaminantes más importantes, está la desmedida generación por parte de la sociedad y la industria, de residuos sólidos orgánicos, que junto al ineficiente manejo de los mismos, provoca serios problemas de contaminación al aire, al agua y al suelo por los lixiviados altamente tóxicos que se infiltran, así como proliferación de fauna nociva (Edelmann y Schleiss, 2001).

En este informe, el proceso de compostaje es mostrado como un sistema de proceso de residuos sólidos sujeto al reciclaje y la reutilización. El objetivo de las investigaciones al respecto es analizar los residuos orgánicos para reducir el impacto ambiental que generan mediante su compostaje y posterior uso como componente clave en el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles.

El tratamiento biológico (biofiltración) ha sido propuesto como un sistema para el control y eliminación de compuestos volátiles que ofrece muchas ventajas en comparación a otras tecnologías en cuanto al aspecto económico, eficiencia y sostenibilidad se refiere. En términos generales la purificación biológica es un proceso en el cual los gases contaminados son tratados al hacerlos entrar en contacto con un medio biológicamente activo.

Según Deshusses, 1999, el problema más importante de la contaminación del aire está asociado a la generación de gases de combustión, tanto a la escala urbana como a la global; sin embargo un problema más puntual es la emisión de compuestos orgánicos volátiles, tales como solventes, monómeros, hidrocarburos, gases de putrefacción, combustibles, etc. generados por fuentes fijas (industrias, plantas de tratamiento de aguas, plantas de compostaje, gasolineras, etc.). Las

cantidades de estos compuestos que son emitidas a la atmósfera son mucho menores que las de los gases de combustión, sin embargo, su impacto puede ser alto debido a los efectos tóxicos, además de ser, muchos de ellos, desagradables al olfato aún en bajas concentraciones. Al respecto, es importante indicar que hasta el momento no existe tecnología que haya superado al olfato humano respecto a la capacidad para distinguir olores, pero la dificultad radica, por un lado, en el componente subjetivo a la hora de discernir entre los olores "agradables" y los olores "desagradables" y, por otro lado, en el momento de medir de modo preciso los olores desde un punto de vista científico (Reiser y Terrel, 2005). Por este motivo, es que en estos últimos años se ha ido desarrollando diferentes métodos analíticos físico-químicos y sensoriales que acorten más la brecha de lo desconocido en cuanto a que el conocimiento del compuesto químico causante del olor, no proporciona información sobre la intensidad percibida o sobre la calidad del olor, lo cual dificulta a menudo su medición.

Hoy en día, los métodos sensoriales llegaron a convertirse en una interesante línea de investigación en cuanto a sus aplicaciones y metodología. Estos métodos son presentados como estándares en la medición de los olores mientras que no se perfeccionen otros dispositivos de medición de olores tales como las narices electrónicas (UNE-EN 13725, 2005). La ventaja de las técnicas sensoriales es que proveen información clara sobre como un olor específico es percibido por los humanos. Esto es particularmente útil cuando se desea evaluar el grado de molestias que provoca un olor, o bien para evaluar la efectividad de un equipo de control de olores.

Finalmente, resulta interesante indicar que este informe recopila información en donde se detallan los principales conceptos del proceso de compostaje, las ventajas que el compost ofrece como medio activo para la biofiltración generando buenos resultados en el caso de eliminación de tolueno; así como, se describe un caso de estudio de investigación sobre la identificación de COV's responsables de la contaminación olfatoria en una planta de compostaje mediante diferentes métodos analíticos sensoriales de medición.

II. ÓRGANO EMPRESARIAL

Con el tiempo, la concientización sobre los perjuicios ambientales en la generación de todo tipo de residuos sólidos, semisólidos, emisiones gaseosas, efluentes líquidos; provenientes ya sea de la actividad urbana y/o industrial exigieron que se tomen los recaudos adecuados en cuanto al manejo y gestión de los mismos en miras a la protección del medio ambiente y la salud pública, motivo que dio origen a la creación del **Instituto de Ingeniería Ambiental y Sanitaria** sobre la base de la Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental existente desde más de dos década previas y ya en ese entonces, con una basta experiencia en la capacitación de profesionales ya consolidada. El Instituto es una institución interdisciplinaria dentro de la facultad de ingeniería civil y ambiental de la Universidad de Stuttgart y emplea hoy en día a ingenieros civiles, ingenieros ambientales, biólogos, químicos, ingenieros de proceso, geólogos y geógrafos.

2.1. Datos principales de la Empresa

El Instituto de Ingeniería Ambiental y Sanitaria ISWA trataba ya desde 1950 problemas de la calidad del agua, abastecimiento de agua, disposición de las aguas residuales y la disposición de desechos sólidos. Estos problemas ambientales han sido temas comunes de muchos años de investigación. Obviamente esta circunstancia demuestra que el Instituto ISWA es pionero en la formación de profesionales altamente especializados en la temática ambiental, en los labores de la toma de conciencia de la misma por parte de los gobiernos y público en general.

Objetivos: Los objetivos principales del Instituto ISWA son ayudar a los ministerios, agencias federales del estado, comunidades e industrias a solucionar problemas prácticos; por ejemplo, por medio de proyectos de investigación, analizando datos y manejando conceptos de ingeniería ambiental y sanitaria es posible diseñar plantas de tratamiento con tecnología de vanguardia y formar especialistas en el área como estrategia principal para tener mayor alcance de apoyo a problemas globales medioambientales.

Dirección: Bandtäle 2, 70569 Stuttgart, Alemania

Ubicación: El Instituto ISWA se encuentra ubicado a tres kilómetros de Distancia de la Universidad de Stuttgart en el distrito de Vaihingen.

2.2. Estructura Orgánica

Una Dirección General dirige al Instituto, abarcando a todos los profesores. Esta Dirección General se divide en tres sub-direcciones, los cuales se subdividen en dos departamentos; además, se cuenta con la planta de tratamiento de Aguas, teniéndose en total siete grupos principales de trabajo conformado por 150 miembros, siendo uno de los más grandes de su clase en Europa (ver figura 1).

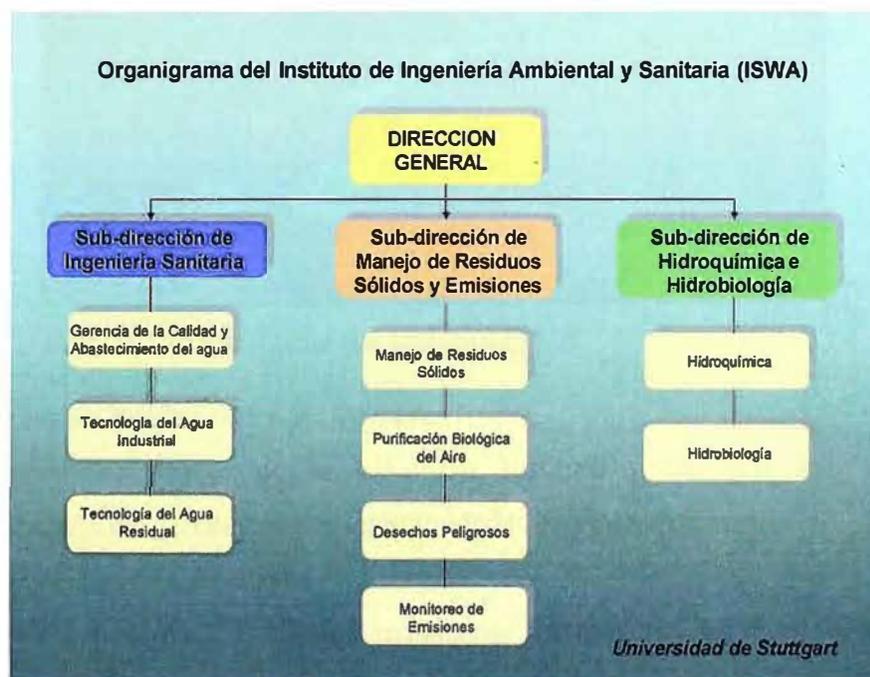


Figura 1: Organigrama del Instituto ISWA

Equipo del Instituto ISWA

El instituto dispone de 800m² para sus diferentes laboratorios de análisis biológico, químico y físico del agua, aguas residuales, desechos sólidos y emisiones gaseosas; así como todo el equipo necesario para supervisar las plantas de tratamiento de aguas, plantas de tratamiento de residuos sólidos, análisis de la calidad del de las aguas subterráneas, superficiales e industriales.

Una porción del instituto es una planta de tratamiento de aguas residuales que se ha diseñado para los propósitos de la enseñanza y de la investigación; este sistema de la planta se puede dividir en dos o más corrientes paralelas para

facilitar diversos métodos de tratamiento simultáneamente. Las aguas residuales provienen de la ciudad suburbana Bösau (cerca de 3.000 habitantes) y del campo de la universidad de Stuttgart (ver foto1).



Foto 1: Vista de Planta del Instituto ISWA

2.3. Líneas de Producción o Actividades

Dentro del marco de la labor del Instituto y de cada uno de los departamentos que lo conforman, las actividades son las siguientes:

2.3.1. Investigación Aplicada

Son numerosos los trabajos realizados. La temática ha sido siempre la ambiental en sus diferentes aspectos; así como el desarrollo de tecnologías orientadas a la gestión ambiental y saneamiento. En los últimos cinco años se señalan principalmente:

- Depuración biológica anaeróbica de líquidos industriales
- Utilización de bacteriófagos como parámetros indicadores de contaminación en agua y líquidos contaminados
- Remoción de Fe, Mn, y As de las aguas subterráneas contaminadas
- Recuperación de fósforo de las aguas residuales y de los lodos
- Bioreactores in Situ para el tratamiento de las aguas residuales industriales
- Desarrollo de nuevas estrategias en el manejo de residuos sólidos y simulación

- Tratamiento biológico de residuos sólidos mediante compostaje y fermentación
- Innovación tecnológica en la pirolisis de desechos peligrosos en base a las propiedades de ignición de estos desechos
- Detección de potencial degradativo de microorganismos mediante el aislamiento de bacteria y hongo degradativo xenobiótico
- Biosíntesis de químicos de alto valor
- Nuevos métodos de medición para el análisis de olores, polvos y gérmenes
- Sistema descentralizado de manejo de residuos en regiones turísticas
- Análisis de compuestos orgánicos volátiles y su caracterización olfatométrica
- Biosensores para la determinación de la inhibición del proceso de nitrificación dentro de una planta de tratamiento de agua
- Química analítica y aseguramiento de la calidad
- Remediación Biológica en acuíferos contaminados
- Sistemas de Testeo biológico *in vitro* para la determinación de la actividad hormonal de muestras ambientales, como por ejemplo: E-SCREEN y YES-ASSAY

2.3.2. Formación de Especialistas

La formación de ESPECIALISTAS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, disciplina que desde el ángulo de la ingeniería, proporciona los conocimientos para la investigación, el desarrollo de las tecnologías y la aplicación de los métodos de saneamiento ambiental.

2.3.3. La divulgación de conocimientos y nuevas técnicas en el tratamiento de la problemática ambiental

Por su contribución a los estudios de soluciones a la problemática ambiental, por sus numerosos libros y trabajos editados y por el nivel de formación alcanzado por sus especialistas, es reconocido por las instituciones del continente, tanto las universitarias como las de planificación y gestión, vinculadas a las acciones de saneamiento. Estas acciones constituyen la respuesta práctica a la demanda de protección ambiental, ante la contaminación del medio y la degradación de la calidad de vida.

III. RELACIÓN PROFESIONAL- EMPLEADOR

La relación profesional-empleador ha resultado siempre beneficiosa tanto para mi persona como para el departamento en el que he laborado. La buena relación con mis jefes directos (supervisores) se ha ido fortaleciendo gracias al reconocimiento de la buena performance de las actividades desarrolladas y del cumplimiento del alcance en cada uno de los proyectos asignados.

Nombre de los supervisores:

Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert (Director del Instituto)

Dr.-Ing. Martin Reiser (Director de Departamento)

IV. TRABAJO PROFESIONAL DESARROLLADO

El trabajo profesional desarrollado ha sido en el área de la Investigación, básicamente ejecutando proyectos específicos relacionados al control ambiental de emisiones.

4.1. Cargos desempeñados

Experiencia en Ejecución de Proyectos de Investigación

- Monitoreo de emisiones de Metano en rellenos sanitarios usando la tecnología del láser – Espectroscopia de absorción del láser de diodo sintonizable (TDLAS).
- Identificación de compuestos de relevante olor en emisiones gaseosas de biofiltros en plantas de compostaje.
- Análisis de componentes presentes en las emisiones de plantas de tratamiento de residuos, análisis de compuestos orgánicos volátiles (COV) y análisis de compuestos olorosos usando un puerto detector de olor (ODP).

V. DESARROLLO DE ACTIVIDADES PROFESIONALES

5.1. Planta de tratamiento de Residuos Sólidos: Planta de Compostaje

5.1.1. Explicación General del Proceso

Para la valoración biológica de residuos orgánicos, son necesarias las siguientes operaciones:

a) Entrada de residuos:

Esta etapa implica la aceptación de los desechos, descarga en una tolva o en un área específica y el transporte por banda al área de pre-acondicionamiento. Una balanza y un registro para los materiales que llegan a la planta de compostaje.

La ventaja de tolvas superficiales o áreas de descarga son:

- Supervisión más fácil
- Menores costos de construcción
- Menor generación de aguas lixiviadas
- Posibilidad de trabajar manualmente

Es importante indicar que la contaminación por olores es más elevada para este sistema. Por lo tanto, para evitar una contaminación demasiado alta de olor, hay que vaciar las tolvas o áreas de descarga al menos una vez por día. La capacidad de tolvas o áreas de descarga puede variar entre 100 a 300% de la capacidad diaria (Semple *et al*, 2001).

b) Pre-acondicionamiento- Clasificación manual

En la tolva o el área de descarga se puede realizar una clasificación preliminar, donde se recogen materias gruesas no biodegradables (por ejemplo: recipientes de plástico o metal, botellas etc.). Para plantas de compostaje completamente manuales se recomienda que se recojan todos los materiales no biodegradables antes de que se desmenucen los residuos.

También se necesita abrir fundas de plástico y sacar materiales metálicos. Se puede utilizar un imán manual junto a un palo para ese trabajo. Se necesita separar de la fracción a compostar toda clase de residuos peligrosos (los más comunes dentro de los desechos domiciliarios: Pilas, residuos de medicamentos, pinturas y solventes).

c) Trituración

Para el compostaje de residuos domésticos hay que triturar los trozos más grandes que podrían detener el proceso de biodegradación. La trituración de trozos grandes es especialmente importante para residuos gruesos de huertos o parques. La meta de trozar los residuos es de aumentar la superficie específica y, por consecuencia, la capacidad de retener aire y agua para facilitar el proceso de biodegradación realizado por los microorganismos. Además, es importante que materiales foráneos no sean trozados juntos con los residuos compostables para evitar una concentración alta de contaminantes en el compost. El equipo para trozar debe resistirse a piedras, madera dura y materiales agresivos. Para bajar los costos y facilitar la operación, el sistema de trituración tiene que ser lo más sencillo posible y consumir un mínimo de energía (Jäger, 1998).

El equipo consiste en:

- Molinos trozadores (molinos con tornillo sin fin, molinos de cuchillo)
- Cribas tambores
- Cribas trozadores
- Trozadores cilíndricos

Como el material es húmedo y blando hay que utilizar trozadores de baja velocidad (< 400 rotaciones/min.). El principio del molino con tornillo sin fin se presenta en las figuras 2 y 3.

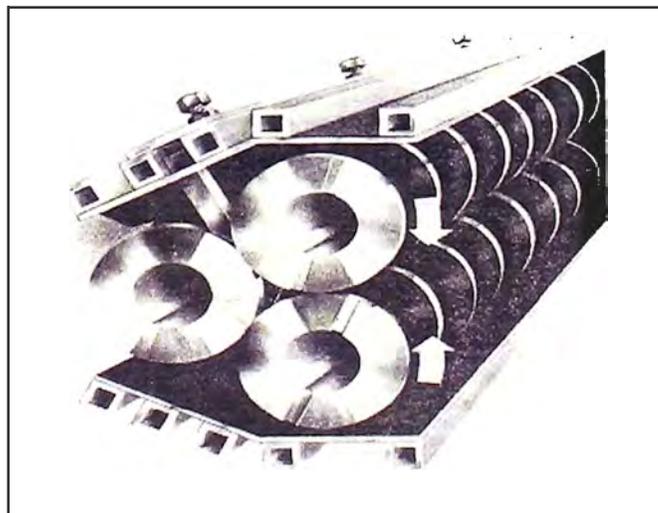


Figura 2: Molino con tornillo sin fin

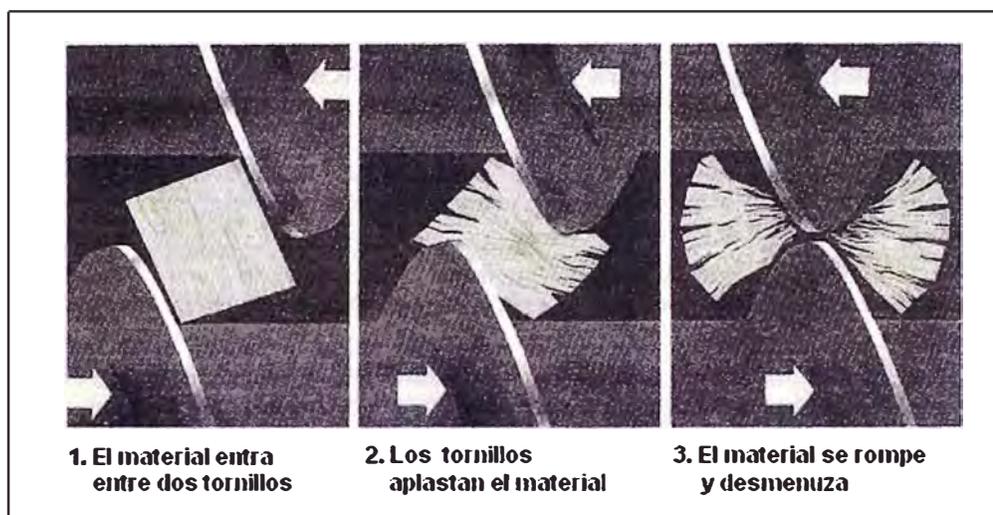


Figura 3: Funcionamiento del molino con tornillo sin fin

d) Clasificación

La separación de la fracción compostable de los residuos puede hacerse con un separador magnético en combinación con una criba tambor. La criba tambor clasifica los desechos mientras los desmenuza. La clasificación es especialmente importante en lugares donde no hay clasificación domiciliaria. La criba tambor es un equipo muy estándar en las plantas de compostaje. Consiste en un tambor bastante grande, construido en general de hierro galvanizado o de acero inoxidable con aperturas para cribar. Las vigas o dientes integrados en la pared interior ayudan a trozar los desechos. Se muestra un ejemplo de una criba tambor en la figura 4.

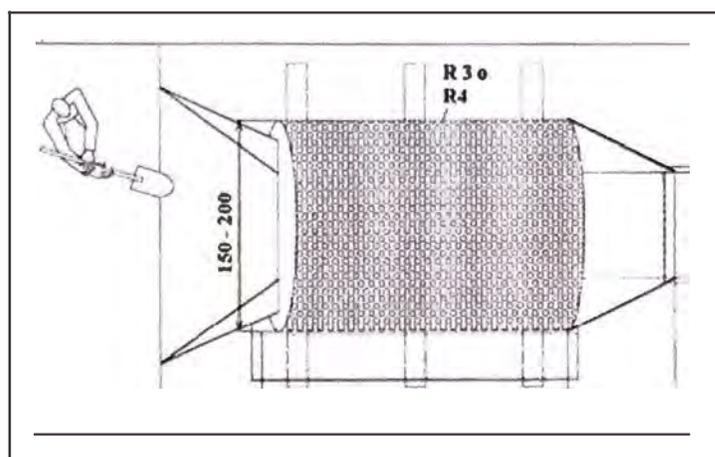


Figura 4: Criba tambor (vista de planta)

Los residuos se cargan por la parte superior de la criba, que en general es un poco inclinada. Con la rotación lenta de la criba, los residuos se mezclan, se homogenizan y se desmenuzan por impacto de los dientes o vigas. Simultáneamente a este proceso, la fracción fina de residuos caen por los huecos de la criba y la fracción gruesa de residuos avanza en dirección de la inclinación.

Los parámetros estándar para el diseño de cribas tambor para plantas de compostaje se presentan en el cuadro 1.

Cuadro 1: Parámetros de diseño para cribas tambor

Parámetro	Diseño
Fracciones de residuos	Aperturas de la criba: Fracción compostable: < 60 - 80mm Fracción gruesa: > 60 - 80mm Fracción fina: < 8 - 12mm
Inclinación	Se debe calcular según las necesidades del proyecto. Se recomienda una inclinación $5^\circ < \alpha < 15^\circ$
Dimensiones	Para la clasificación de residuos crudos, se recomiendan cribas tambores con un diámetro grande (1.5 - 2.5m). El largo debería ser entre 3 - 6m.
Carga máxima de residuos	No se debe cargar más de 100kg/m ² del área del tamiz
Velocidad de rotación	10 - 30 rotaciones/ minuto
Consumo de energía	Necesita una capacidad de propulsión de 30 - 80kW

La clasificación en fracciones debe separar los siguientes materiales de la fracción compostable:

- Ceniza (la ceniza aumenta la tasa C/N, impide al proceso de compostaje y perjudica a la calidad del producto)
- Plásticos (no son compostables y disminuyen la calidad del abono)
- Vidrio (por la misma razón de los plásticos)
- Metales (similar que los plásticos)
- Materiales voluminosos (en general, estos materiales forman la fracción reciclable)

Los metales se pueden separar con ayuda de un electroimán. El principio de la función del electroimán se muestra en la figura 5.

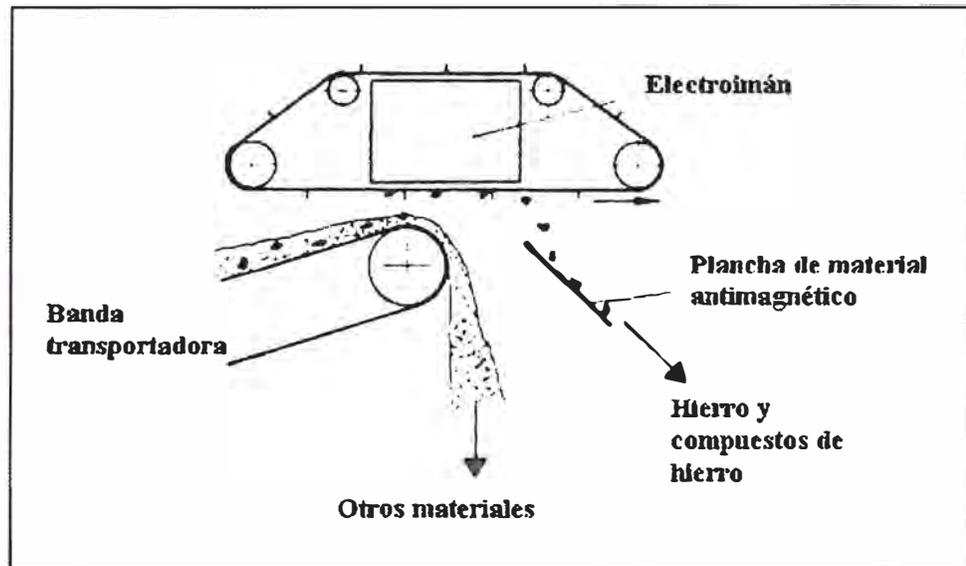


Figura 5: Funcionamiento del electroimán

Los plásticos y vidrios gruesos generalmente se separan con la fracción reciclable; los finos se pueden separar mecánicamente o manualmente del producto listo después del proceso terminado.

e) Compostaje mecanizado en pilas

La operación de este sistema es muy fácil. Después de haber separado todo material foráneo (materiales no biodegradables) de los residuos biodegradables que llega a la planta, el material se coloca en pilas triangulares.

El tamaño de las pilas es muy importante para el proceso de compostaje. No debe superar un cierto máximo, ni tampoco debe quedarse bajo un volumen mínimo. Para asegurar la proliferación de los microorganismos que realizan el compostaje se necesita una "masa crítica" mínima de 50 - 100kg de residuo biodegradable. Con esa masa ya se puede prender y mantener durante un tiempo suficiente la reacción exotérmica del proceso aeróbico que asegura las temperaturas necesarias para la higienización del material. Esta "masa crítica mínima" es especialmente importante para el compostaje individual (Humer, 2001).

Si las pilas son más altas que 1.50m, la aireación natural se impide y pueden ocurrir condiciones anaeróbicas (para sistemas de compostaje con aireación artificial, ese límite es de 2.50 - 3.00m).

Una tonelada de residuos biodegradables corresponde aproximadamente a una pila (pila no aireada de 1.50m altura). Se formarán filas con los montones de basura; una fila correspondiente al material de una semana. El sistema se muestra en la figura 6.

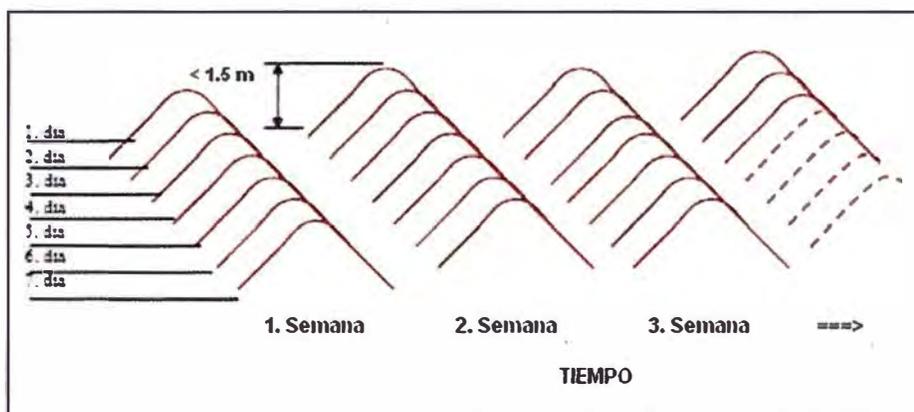


Figura 6: Compostaje en pilas

En general, todos los sistemas mecanizados disponen de maquina de mezcla, aireación artificial a presión y de un sistema automático de riego. El sistema se muestra en la foto 2.

Se realiza generalmente la fase de degradación intensiva con el sistema mecanizado. Después, se deja el compost tierno para la maduración completa en pilas que ya no deben ser aireadas o humedecidas. La primera fase acelerada tarda en general unas 4 - 6 semanas. La higienización del material tierno necesita unas 6 - 8 semanas más.



Foto 2: Planta mecanizada con máquina de mezcla

f) Proceso biológico del compostaje

La unidad de compostaje forma el corazón de la planta de compostaje. La pre-degradación es la primera fase del proceso de compostaje, que comienza bajo el impacto de bacterias mesófilas. En esta fase, la temperatura del material aumenta rápidamente y el proceso de biodegradación empieza. La temperatura puede subir hasta 75°C. Esto es equivalente al grado 1 de madurez. La pre-degradación se realiza durante los primeros días del compostaje.

Durante la segunda fase, la degradación principal, la temperatura sigue manteniéndose en un nivel relativamente alto por causa del calor producido por la actividad microbiológica. En esta fase, la biodegradación se realiza por bacterias termófilas (grado 2 - 3 de madurez). La fase principal del compostaje puede durar entre 2 a 4 semanas.

La velocidad del proceso de compostaje alcanza a su nivel más alto durante las dos primeras fases. Paralelamente, las emisiones y la necesidad de aireación y humedecimiento también se encuentran sobre su nivel más alto. Por esta causa, el control del proceso es especialmente importante durante este tiempo y se recomienda un edificio cerrado con buena depuración del aire contaminado.

La última fase del proceso de compostaje es la maduración e higienización. En esta fase, el proceso de biodegradación se desarrolla más despacio y las emisiones también disminuyen. En general, no hay necesidad de aireación o humedecimiento durante esta fase. Sin embargo, en esta fase es ventajoso continuar la mezcla/ revuelta y el movimiento del material para obtener un producto homogéneo e higiénico. Al fin de la última fase, el compost tiene el grado 4 o 5 de madurez.

Un porcentaje de aproximadamente 50% del material original se pierde durante la degradación por causa de la evaporización y digestión microbiológica (Humer, 2001). En la figura 7, se muestra un ejemplo cuantitativo del *balance de materia* del proceso de compostaje.

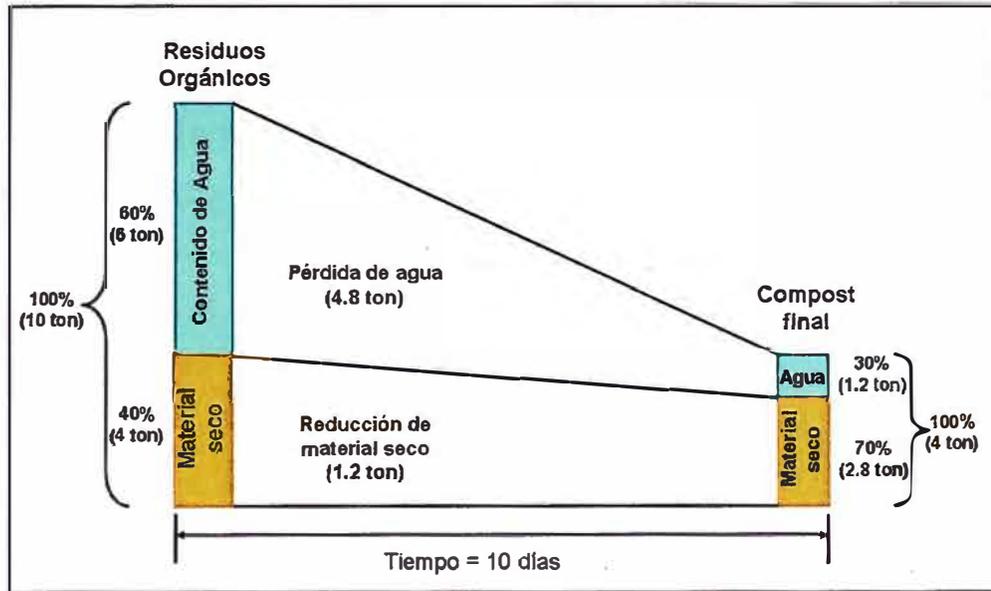


Figura 7: Balance de materia

El *balance de energía* para el proceso de compostaje se centra principalmente en el proceso de biodegradación. El total de calorías producidas por 1kg de material seco biodegradado es aproximadamente 4500kcal y para evaporar 1kg de contenido de agua se requiere 800kcal. En el cuadro 2 se detalla el cálculo de la cantidad de calor requerido y utilizado para el ejemplo anterior.

Cuadro 2: Balance de energía para el ejemplo considerado

Ratio de degradación	3.0% por día	x	Tiempo 10 días	= 30%
Cantidad degradada (Material seco reducido)	4ton	x	0.3	= 1.2ton
Producto (material seco reducido)	4ton	x	0.7	= 2.8ton
Producto (Material seco)	2.8ton	/	0.7	= 4ton
Producto (Contenido de agua)	4ton	-	2.8ton	= 1.2ton
Calorías producidas por la degradación de material seco	1.2ton	x	4 500kcal	= 5 400 000kcal
Cantidad de agua evaporada	6ton	-	1.2ton	= 4.8ton
Calorías requeridas para la evaporación de agua	4.8ton	x	800kcal	= 3 840 000kcal

En este caso, el total de calorías producidas por la descomposición del material seco es mayor que el requerido para evaporar el contenido de agua, lo que conlleva a que el proceso sea posible.

g) Manejo del proceso de compostaje

Los factores más importantes para el compostaje son los siguientes:

1. Mezcla/ revuelta y movimiento
2. Aireación
3. Humedecimiento
4. Ajuste general de la planta de compostaje

1. Mezcla/ revuelta y movimiento

Al inicio del proceso de compostaje, el cuerpo de residuos tiene poros de varias dimensiones que son dispersadas de forma heterogénea. El aire (venido de aireación natural o artificial) pasa por las aperturas más grandes. Por consecuencia, pueden ocurrir condiciones anaeróbicas en lugares con alta densidad y poros pequeños. La biodegradación anaeróbica no es deseable en una planta de compostaje, por causa de olores fuertes y de impedimento del proceso de biodegradación aeróbica.

Se necesita mezclar los desechos frecuentemente y con regularidad para evitar la putrefacción anaeróbica. Una circulación suficiente del aire puede asegurarse solamente si está garantizada una dispersión homogénea del cuerpo de basura. Por eso, la mezcla/ revuelta y el movimiento del material son imprescindibles no obstante el sistema de compostaje.

Un impacto positivo colateral de esta operación es que la temperatura es también homogenizada dentro del cuerpo de material. Eso es muy importante para obtener una higienización suficiente.

En plantas donde la mezcla del material es realizada con máquinas cargadoras o máquinas automáticas el material se mueve según el desarrollo del proceso de compostaje de la entrada a la salida del área de compostaje. Si el compostaje se realiza en pilas triangulares, el material es transportado de la primera pila (desechos en bruto) al segundo, después de un cierto tiempo de aprox. una semana hacia el tercero etc. y así sucesivamente hasta el último en el que se alcanza como producto el compost maduro (Humer, 2001).

2. Aireación

Para asegurar una buena aireación, hay que agregar un cierto porcentaje de material grueso. Los materiales gruesos deben agregarse especialmente para estructurar los residuos cuando la densidad de los residuos es demasiado alta ($> 700\text{kg/m}^3$) y, por consecuencia, no se realiza una libre circulación del aire. En general, el suministro de material grueso se puede realizar con la fracción gruesa que había sido separada antes o con la fracción gruesa del compost listo.

La aireación artificial del material por presión requiere de una tubería que se integra generalmente a ventiladores para impedir una dispersión de emisiones olfatorias. La necesidad de aireación cambia entre 5.9 -7.9 laire/ (kg material seco*hora).

3. Humedecimiento o riego

Se necesita una humedad entre 40 - 60% (contenido de agua del material) para asegurar una biodegradación óptima. Si es demasiado seco el material, el proceso de biodegradación se detiene; y si es demasiado húmedo, se transforma en un proceso de degradación anaeróbica incontrolada.

El humedecimiento se puede realizar manualmente o mecánicamente. El principio es el mismo para los dos sistemas. Se riega el material con regadora manual o con aspersor puesto sobre las pilas a compostar.

4. Ajuste general de la planta de compostaje

- Hay que mantener la humedad (contenido de agua) del cuerpo de material entre 40%- 60% para asegurar condiciones óptimas de compostaje. Si es más alta la humedad, puede ocurrir el caso de putrefacción anaeróbica.
- La temperatura del material debe mantenerse al menos una semana sobre 65°C o durante 2 semanas sobre 55°C para lograr una higienización suficiente (eliminación de organismos nocivos al suelo o a plantas).
- El pH óptimo sería 7. Se puede añadir cal o químicos según las características de los residuos crudos. El contenido de materia orgánica dentro de los residuos crudos se puede medir a través de la pérdida de ignición, la cual tiene que ser más del 40 % para asegurar un compostaje satisfactorio.

- La tasa C/N es otro parámetro importante que debe ser controlado. Este parámetro no es muy importante para determinar el proceso de degradación, pero sí para asegurar la calidad del abono para la fertilización. Para poder utilizar el compost como abono, la tasa C/N no debe pasar 35:1 o ser menor de 15:1. Si no se puede realizar esa tasa con los residuos como tales, se puede bajar la tasa C/N agregando a los residuos crudos, lodos de tratamiento de las aguas servidas, heces fecales de la agricultura o de fosas sépticas.
- Con los niveles de humedad, aireación señalados y si el volumen de residuos es suficientemente grande, la temperatura del proceso incrementará rápidamente. Esta variación de temperaturas también dependerá de la temperatura ambiente y de la forma del compostaje. Las temperaturas del compostaje pueden elevarse hasta los 70°C aunque no es recomendable pues superando los 65°C comienzan a morir gran cantidad de bacterias y microorganismos beneficiosos para el proceso (Börjesson *et al*, 2000). En la figura 8, se aprecia cada rango de temperatura en la cual intervienen diferentes poblaciones microbianas.

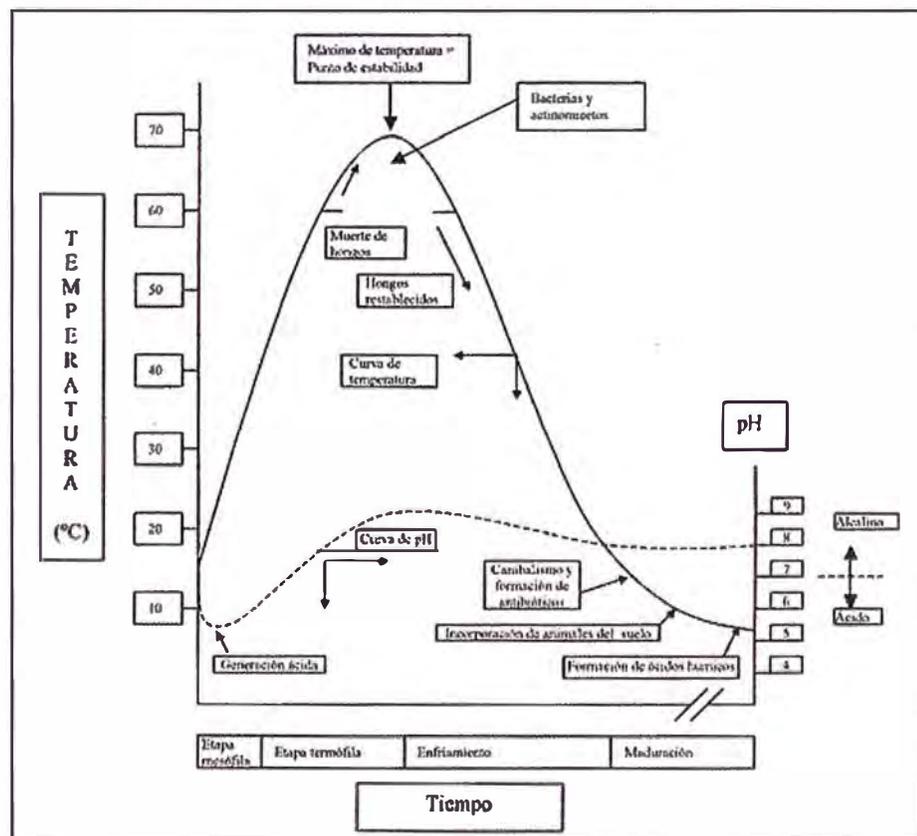


Figura 8: Curva de temperatura y de pH del proceso de compostaje

h) Acondicionamiento del producto

Para el acondicionamiento del producto es importante considerar los siguientes aspectos:

1. Separación de materiales foráneos
2. Clasificación del producto en fracciones
3. Mezcla con humus mejorado

1. Separación de materiales foráneos

Generalmente, siempre quedan elementos foráneos dentro del compost producido de residuos domiciliarios (clasificados en la fuente o mezclados). Estos son trozos de plástico, vidrio o metal que son tan pequeños que no se pueden separar con la criba tambor o manualmente. Es más fácil separar estos materiales del producto listo, debido a que es mucho más homogéneo que los desechos crudos. La separación de materiales foráneos se hace con ayuda de ciclones que separan los materiales más pesados (piedras, trozos de vidrio) de los más ligeros (abono). El principio de un separador balístico se muestra en la figura 9.

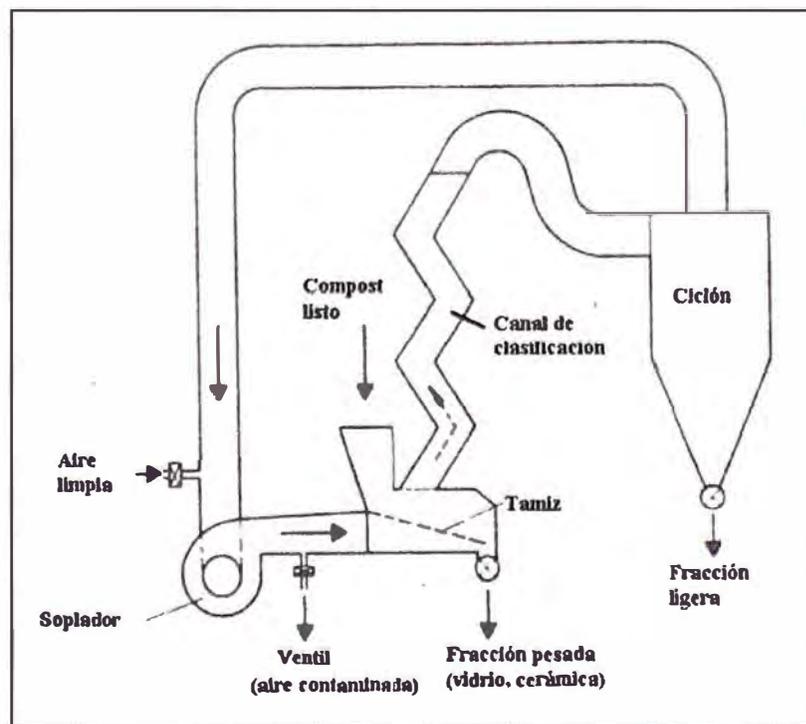


Figura 9: Separador balístico

Los elementos muy ligeros (papel, plástico) se separan con ayuda de tamices aireados o separadores con corriente de aire. Se puede realizar una eficiencia de separación de 98% con este equipo. El principio de un tamiz aireado se muestra en la figura 10.

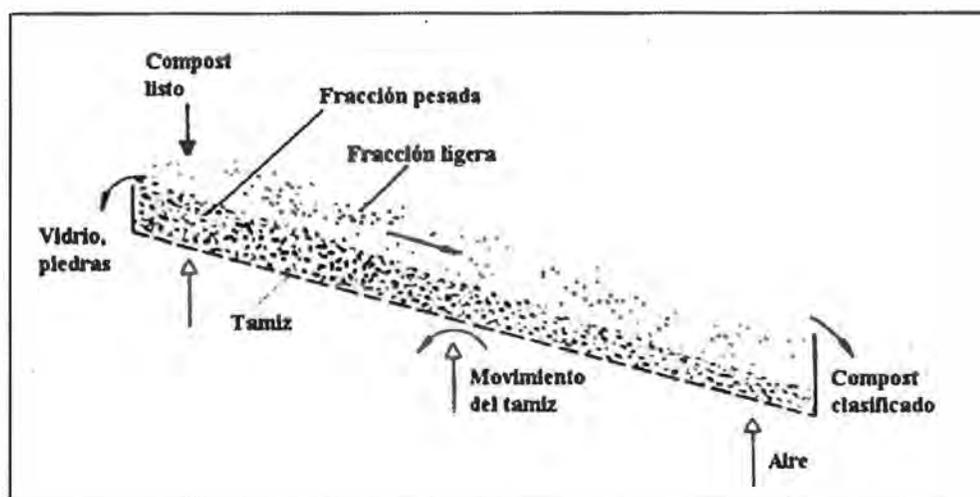


Figura 10: Tamiz aireado

Algunos tamices se pueden ajustar para fracciones diferentes. Ejemplo de ajustes:

- Fracción pesada: vidrio, piedras etc./ fracción ligera: compost;
- Fracción pesada: compost/ fracción ligera: plástico, papel.

Además, se recomienda utilizar una vez más un imán para asegurar que se separen todos materiales ferrosos del abono.

2. Clasificación del producto en fracciones

El abono listo se clasifica con ayuda de unos tamices en 2 o 3 fracciones. La fracción fina y mediana se puede utilizar como abono, para aumentar la calidad o estabilidad del suelo. La fracción gruesa se puede utilizar como material de filtro biológico, como cobertura del relleno sanitario, como material de relleno en la arquitectura del paisaje o como material de estructura dentro de la planta de compostaje.

3. Mezcla con humus mejorado

El producto terminado de compost pasa a ser mezclado con humus para que de acuerdo a las propiedades alcanzadas sea clasificado para su posterior uso. En

la figura 11, se muestra la contextura del producto compost clasificado que es el que es empacado para su comercialización y el símbolo de garantía de calidad del producto compost (LAGA, 2003). En el ANEXO B, se detalla la información sobre la clasificación del compost de acuerdo a su calidad y sobre los límites máximos permisibles de metales pesados que deben contener (ver cuadro 15).

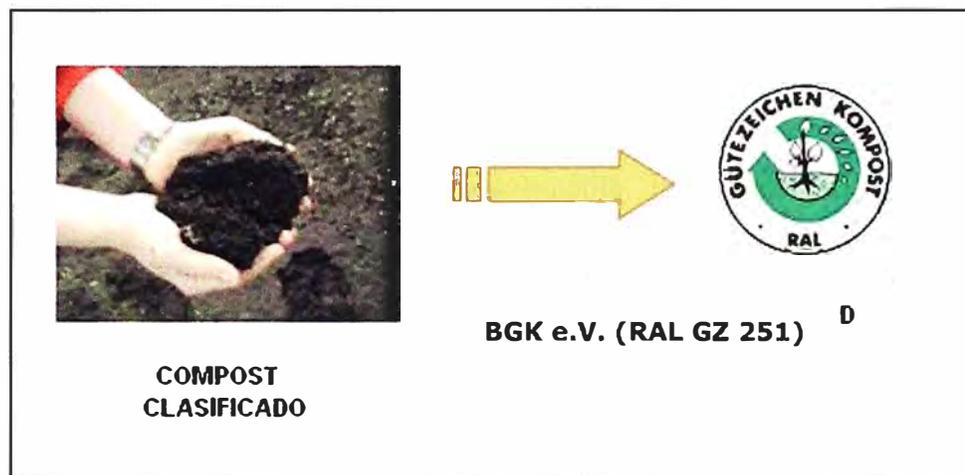


Figura 11: Compost clasificado y garantía de calidad

i) Tratamiento de efluentes gaseosos y líquidos

Los principales efluentes del proceso de compostaje son aire contaminado y aguas lixiviadas.

1. Tratamiento del aire contaminado

El tratamiento del aire contaminado es necesario para plantas de compostaje que se encuentran cerca de un área habitada. Se puede tratar el aire con ayuda de filtros biológicos llamados biofiltros. La aireación acelera el proceso de biodegradación pero produce una contaminación olfatoria mucho más elevada que la contaminación generada en plantas sin aireación. La contaminación más elevada se encuentra en el área donde se realiza la biodegradación principal (intensiva). Se necesita cerrar completamente el área de degradación si se intenta hacer la aireación artificial con presión. En este caso, se saca el aire usado por ventilador y se conduce a la unidad de tratamiento (Binner et al, 2002). El tratamiento de emisiones gaseosas mediante biofiltros se explica con más detalle en el capítulo 5.3

2. Tratamiento de las aguas lixiviadas

Se producen aguas lixiviadas en cada planta de compostaje. Estas aguas se generan con el agua que contiene la basura y que se desintegra por causa de presión y descomposición y con el agua de riego. Las aguas producidas en el área de fermentación son altamente contaminadas. Se necesita un tratamiento para proteger el medio recipiente (aguas superficiales, alcantarillado) del impacto de esta contaminación. Si se cuenta con un terreno bastante grande, se recomienda una piscina de sedimentación que permita aplicar un tratamiento en laguna, lo que es la alternativa más económica y más sencilla. El tratamiento de las aguas lixiviadas se explica en la sección 5.1.3. referente a impactos ambientales.

5.1.2. Diagrama de procesos de una planta de compostaje

En la figura 12, se presenta un diagrama de flujo para una planta de compostaje. En el ANEXO A, se presenta fotos sobre las diferentes etapas en el proceso de compostaje en la Planta de Kirchheim; así como el diagrama de flujo del proceso de compostaje.

PLANTA DE COMPOSTAJE

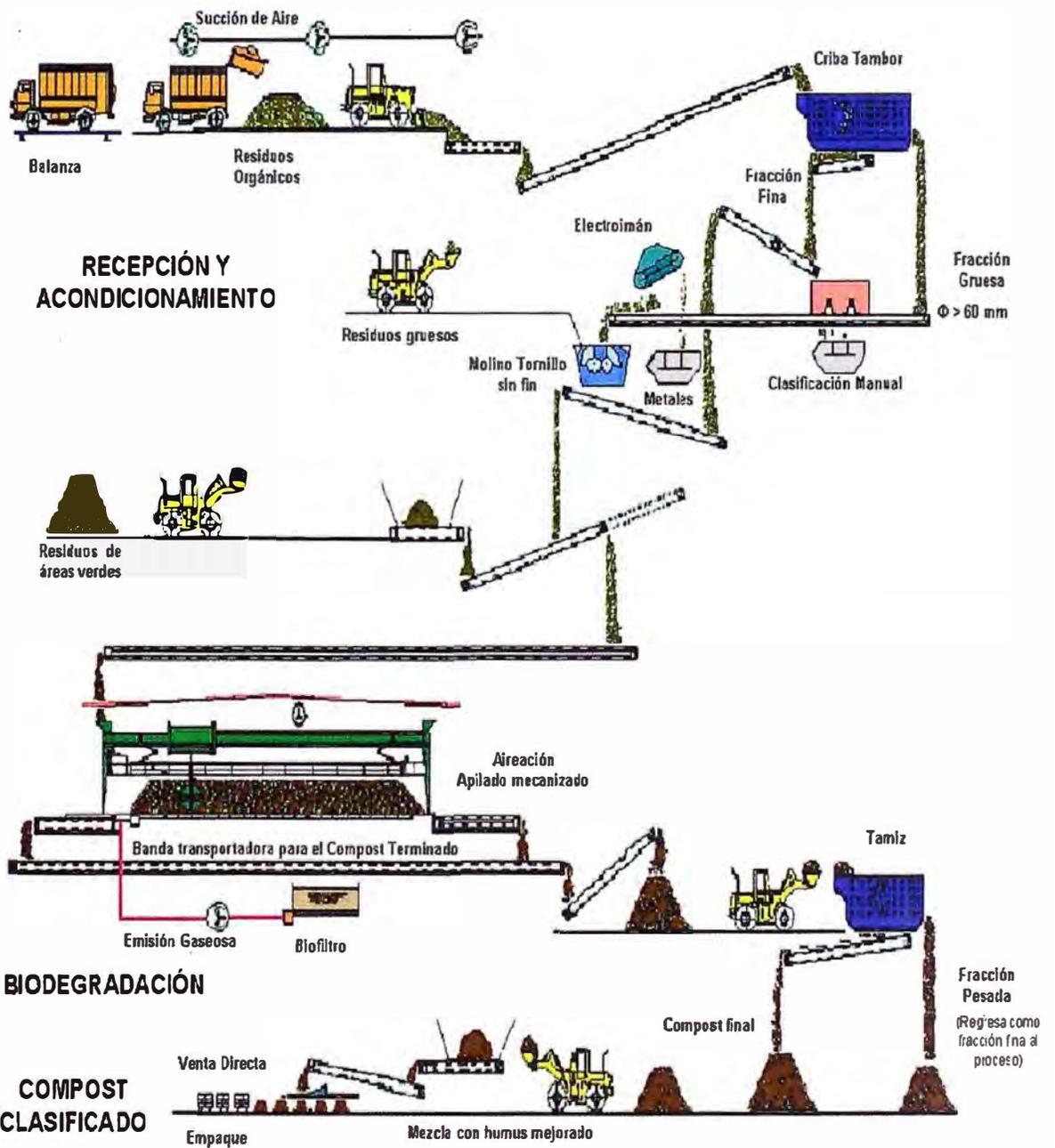


Figura 12: Diagrama de procesos de una planta de compostaje

5.1.3. Impactos ambientales

La producción de compost tiene los siguientes impactos ambientales:

- a) Contaminación olfatoria (COV's olfatorios)
- b) Contaminación del agua (por aguas lixiviadas)
- c) Contaminación del suelo (si se aplica compost que contiene metales pesados)

La contaminación olfatoria y la contaminación del agua se tratan en esta sección. La información sobre la contaminación del suelo se muestra en el ANEXO B, ya que este tema está directamente relacionado con la calidad del compost.

a) Contaminación olfatoria (COV's olfatorios)

Se pueden distinguir tres tipos de emisiones en forma de gas que se producen en una planta de compostaje:

- Emisiones olfatorias provenientes de los residuos crudos
- Emisiones olfatorias biógenas:

Productos evitables gaseiformes de la biodegradación

Productos del metabolismo específico de la biodegradación aeróbica

Productos inevitables de la transición anaeróbico – aeróbico

- Emisiones olfatorias abiógenas:

Productos de pirólisis, productos Maillard y productos de auto-oxidación

Los gases más importantes para el impacto oloroso son limoneno, tolueno, benzaldehído, acetofenona, camfeno, alcanos y terpenos en general. Las emisiones olfatorias no son peligrosas, patógenas o contaminantes en la concentración emitida, que es muy baja, pero estos gases ya se sienten en una concentración de unos 500ppm. El impacto de estas emisiones es una molestia para la población de habitaciones vecinas. Este impacto se aumenta con la capacidad de la planta de compostaje (Jager *et al*, 1995).

Medidas para limitar el impacto de la contaminación olfatoria

Selección del lugar. Los parámetros más importantes para la selección de un sitio para una planta de compostaje son la distancia entre este lugar y las habitaciones más cercanas, y la dirección prioritaria del viento. Se recomienda que la distancia entre la planta de compostaje y las habitaciones más cercanas sea

más de 1Km, y más que 2.5Km en la dirección de viento prioritaria. La distancia puede ser hasta 50% menos si la planta de compostaje se encuentra encima de una colina o si una barrera natural (loma, bosque). Esos números son válidos para plantas municipales, donde se compostan los residuos orgánicos de toda una ciudad. El compostaje individual no debe hacerse tan lejos del lugar de la generación de los residuos pero se recomienda también instalar el lecho o la pila de compostaje en el rincón más alejado del lote (Müsken, 2000).

Tratamiento del aire. Las medidas son las siguientes:

- Impedir el intercambio entre el área de compostaje y la atmósfera (por aireación con un sistema de succión)
- Reducción de la concentración de gases fétidos en el caudal remanente con biofiltros.

Los biofiltros se construyen del material mismo que sobre de la producción del compost: con compost grueso. Este material orgánico y poroso retiene los componentes fétidos, que también son orgánicos, por ayuda de microorganismos que se encuentran dentro del compost grueso.

Un biofiltro se compone de las siguientes unidades:

- Sistema de distribución del aire
- Capa activa de filtro (compost grueso)
- Sistema de humedecimiento (manual o con riego automático)
- Sistema de drenaje de las aguas lixiviadas del biofiltro

El aire contaminado se inyecta a la capa de filtro por un sistema adecuado de distribución (por ejemplo: tubería con huecos para la salida del aire). La capa de compost grueso debe tener una altura de 1 - 1.5m. El biofiltro no debe secarse, debe tener la humedad del compost nuevamente cosechado, que se puede mantener con riego manual o automático. Las dimensiones del biofiltro se calculan según la cantidad de aire contaminada (Schmidt *et al*, 2004). Los parámetros más importantes para la construcción de biofiltros se presentan en el cuadro 3.

Cuadro 3: Parámetros de diseño de biofiltros

Parámetro	Necesidad
Caudal de gas a tratar	[m ³ /h]
Caudal superficial	[m ³ *m ⁻² *h ⁻¹]
Caudal volumétrico	[m ³ *m ⁻³ *h ⁻¹]
Tiempo de residencia	[s]
Resistencia específica	[Pa/m]
Humedad relativa de material filtrante	[%]
Temperatura óptima	[°C]
Consumo de agua	[m ³ /(m ² del área del biofiltro *año)]
Consumo de energía	[kW/(m ³ de gas a tratar)]

b) Contaminación del agua (por aguas lixiviadas)

Las aguas lixiviadas se producen especialmente durante las primeras semanas del compostaje (pre-degradación y comienzo de la biodegradación intensiva), debido al alto contenido de agua de los residuos sólidos y al riego necesario para mantener la humedad suficiente. Para evitar la contaminación del suelo y, por consecuencia, de las aguas subterráneas, se recomienda seleccionar un terreno con suelo arcilloso para la planta de compostaje.

La cantidad de aguas lixiviadas varía según la composición de los residuos sólidos. Si se compostan residuos biodegradables domiciliarios, se puede estimar una cantidad de aguas lixiviadas entre 15 - 35l/ton residuos crudos. Se puede bajar considerablemente la cantidad de aguas lixiviadas si se añade papel de servicio o de periódico a los residuos crudos.

Como se puede apreciar en el cuadro 4, la contaminación de las aguas lixiviadas es muy alta. Para evitar la contaminación del suelo o del medio recipiente, es imprescindible un tratamiento de las aguas lixiviadas. No se recomienda el reciclaje de las aguas lixiviadas para el riego del compost. Con estas aguas altamente contaminadas, se pone en peligro la higienización del material compostado.

Las aguas lixiviadas se pueden purificar con un tratamiento biológico. Si se dispone de un terreno bastante largo, lo más recomendable sería un tratamiento en laguna, ya que esto es lo más fácil y menos costoso.

Cuadro 4: Contaminantes en las aguas lixiviadas

Contaminante	Concentración (mg/l)	Contaminante	Concentración (mg/l)
DBO5	30 000 - 50 000	Cr 6+	4
CDO	60 000 - 120 000	Pb	1
TSS	7500 - 30 000	CN-	1
NH4	400 – 1100	Cd	5
N total	500 – 2100	Fe	1
N orgánico	250 – 800	Cu	15
Grasa	250	Zn	2
P total	80 - 260		

La laguna de tratamiento biológico tiene que ser muy superficial para evitar condiciones anaeróbicas y fermentación de las aguas lixiviadas. Una profundidad de 10cm como máximo es ideal. Para lograr una buena purificación, las aguas deberían quedarse en la laguna por lo menos 30 días; lo ideal serían 50. El área necesaria para la laguna de tratamiento biológico se da en el cuadro 5.

Cuadro 5: Área necesaria para la laguna de tratamiento de las aguas lixiviadas

Cantidad de las aguas lixiviadas	Tratamiento mínimo (30 días) Área requerida (m ² /ton basura compostada)	Tratamiento mínimo (50 días) Área requerida (m ² /ton basura compostada)
Baja (15l/ton residuos crudos)	45	75
Mediana (25l/ton residuos crudos)	75	125
Alta (35l/t residuos crudos)	105	175

Si se composte por ejemplo, una cantidad de 30ton diarias, se reduce la cantidad de las aguas lixiviadas por adición de papel usado, y se desea una purificación óptima, se necesitaría una piscina con una superficie de 2250m² (por ejemplo: 45m x 50m) para el tratamiento biológico en laguna.

Para optimizar la eficiencia del tratamiento en laguna, se puede hacer un tratamiento con plantas. El fondo de la piscina de laguna se debería cubrir con una mezcla de humus y arena (ambos 50%) de espesor de 10cm. La misma planta de compostaje puede suministrar el humus (Edelmann y Schleiss, 2001).

5.1.4. Aplicación del COMPOST

El compost producido en una planta de compostaje se puede utilizar como abono o como tierra humus para las siguientes aplicaciones:

- Agricultura
- Silvicultura
- Reforestación
- Recuperación de suelos contaminados
- Mantenimiento de parques y jardines
- Arquitectura de paisaje
- Producción de biofiltro para el tratamiento industrial de emisiones gaseosas
- Cobertura diaria y rehabilitación de rellenos sanitarios

5.2. Compuestos orgánicos volátiles: COV's

La problemática ambiental de los COV's está directamente relacionada con la contaminación atmosférica, teniendo importantes efectos en la calidad del aire. El uso de COV's en la industria también puede ocasionar problemas de contaminación del suelo y de las aguas subterráneas en caso de producirse escapes y derrames de COV's a estos medios.,

En el medio atmosférico tenemos que los COV's son parte del problema de los oxidantes fotoquímicos (smog, ozono, efecto invernadero) y del ozono troposférico:

<p>COV's (en su mayor parte hidrocarburos) + Óxidos de nitrógeno (NOx) + Luz solar</p>	<p>⇒</p>	<p>Ozono (troposférico)</p>
---	----------	------------------------------------

Algunos COV's son poderosos absorbedores del infrarrojo y, de este modo, contribuyen en la producción del problema del efecto invernadero. Se sabe que algunos son tóxicos o carcinógenos.

5.2.1. Propiedades físico-químicas de los COV's

Los compuestos orgánicos volátiles (COV's) son líquidos o sólidos que contienen carbono orgánico (carbono enlazado a carbono, hidrógeno, nitrógeno o azufre), los cuales se vaporizan a razones significativas.

Los COV's son aquellos líquidos o sólidos orgánicos cuyas presiones de vapor a temperatura ambiente son mayores de 0,0007 atm y cuyos puntos de ebullición son inferiores a 100°C. Los materiales con puntos de ebullición más altos se evaporan con bastante lentitud hacia la atmósfera, a menos que se calienten, y por consiguiente, es menos probable que se conviertan en parte de los problemas referentes a los COV's. Dentro de esta definición se incluyen una amplia variedad de compuestos como los hidrocarburos alifáticos, aromáticos y clorados, los aldehídos y cetonas, los ésteres, los ácidos orgánicos y los alcoholes (Liebscher, 2000).

En las enmiendas a la Ley del Aire Limpio de 2002 en la EU se listan 189 compuestos que se consideran peligrosos para la salud y que deben regularse para impedir o minimizar sus emisiones; la mayor parte son COV's (16 son hidrocarburos, como el hexano, isooctano y tolueno; 148 son orgánicos, que contienen átomos que no son H y C, como el metanol, cloruro de vinilo y fenol).

Los parámetros más importantes relacionados con los COV's, necesarios para poder valorar su comportamiento en suelo, aire y agua, así como la dificultad de las actividades de investigación y recuperación mediante los métodos disponibles y son:

a) Presión de vapor: La presión de vapor del contaminante está directamente asociada con su reparto entre la fase de vapor y la fase líquida no acuosa. Mientras más alta sea la presión de un compuesto, más volátil es, lo que significa que se evapora más fácilmente. En base a su volatilidad, los COV's se definen como aquellos compuestos que tienen una presión de vapor mayor de 0,1 mm Hg a 20°C. Generalmente la presión de vapor multiplica su valor por tres o cuatro veces por cada 10°C de incremento de la temperatura. Mediante esta propiedad se explica que los contaminantes presentes en aguas residuales pueden llegar a contaminar el aire por volatilización antes de poder ser tratados.

b) Constante de Henry: El equilibrio entre el producto disuelto en agua y el que se encuentra en la fase vapor está regido por la ley de Henry, que establece que la presión parcial de un compuesto volátil a bajas concentraciones es proporcional a su concentración en disolución.

La determinación de la Constante de la Ley de Henry's se basa en esta ecuación:

$$P_i = H * C_i$$

..... (Ecuación 1)

Donde:

P_i es la presión parcial del gas,

H es la constante de la Ley de Henry's

C_i es la concentración del disolvente de gas.

Constante de adsorción: Indica el reparto de los contaminantes entre la fase sólida y la fase líquida.

c) Solubilidad en agua: La solubilidad en agua determina la distribución entre la fase acuosa y la fase no acuosa (fase libre) y también a qué concentraciones un contaminante forma fase libre en la zona saturada. En la zona no-saturada de un suelo la dispersión del contaminante aumenta cuanto mayor sea su solubilidad por disolución en el agua que circula por percolación. También en la zona saturada un contaminante se dispersa más fácilmente y rápidamente cuando más soluble sea.

d) Densidad: La densidad de un contaminante influye sobre la movilidad y la situación final de la fase libre. Normalmente, un contaminante con alta densidad suele presentar una movilidad elevada y superior a aquellos contaminantes con una densidad baja. Si la densidad es menor que la del agua, la fase libre flota por encima del acuífero, mientras que si la densidad del contaminante es mayor que la del agua, éste penetra en el acuífero y puede crear varias capas de fase libre en zonas con permeabilidades menores hasta llegar a la zona más baja con poca permeabilidad.

5.3 Tratamiento de los COV's por biodegradación

Hace varios años que los científicos trabajaban en problemas relacionados con el medio ambiente, sobre todo en los países más industrializados y más afectados por la contaminación, estos empezaron a estudiar las posibilidades de degradar estos compuestos por vía biológica mediante la ayuda de microorganismos. Sin embargo, el tema es un poco más complicado; ya que el caso de efluentes industriales la mayoría son tóxicos, debido al carácter recalcitrante de la mayoría de estos compuestos. La toxicidad afecta no sólo al ser humano, sino también a los microorganismos. Este carácter recalcitrante o la dificultad de biodegradar estos compuestos puede ser debida a varios factores como por ejemplo la presencia de enlaces estables de carbono-cloro en el caso de compuestos organoclorados, la baja solubilidad en agua (microorganismos por litro) de compuestos poliaromáticos o la ausencia de enzimas capaces de atacar los xenobióticos(Leson y Winer, 2000).

5.3.1 Aplicaciones de la biotecnología

Aunque son sensibles los métodos biológicos a la (bio)toxicidad del contaminante y sólo se pueden utilizar cuando el compuesto está presente en baja concentración en el gas a tratar (si es el caso de eliminación de COV's en el medio atmosférico), los métodos biológicos presentan importantes ventajas como, por ejemplo su bajo coste y su capacidad de biodegradar y eliminar completamente la contaminación.

En los últimos diez años, las investigaciones concernientes a la biodegradación de los COV's (tanto alifáticos como aromáticos) se ha incrementado, particularmente los compuestos orgánicos halogenados.

Uno de los problemas que se encuentran en la degradación de contaminantes por microorganismos son las condiciones en que se encuentran en el medio ambiente nunca son las más idóneas para su correcto crecimiento. Tanto en condiciones aerobias como anaerobias, se ha demostrado la biodegradabilidad de varios de estos compuestos. Dada la mayor dificultad de cultivar bacterias en condiciones anaerobias en comparación con los métodos aerobios, el número de

cepas aerobias puras aisladas en presencia de organoclorados es mucho más grande que el número de bacterias anaerobias estrictas obtenidas.

En el cuadro 6, se observa la variedad de cepas aeróbicas identificadas como capaces de degradar compuestos clorados. En condiciones anaerobias los cultivos son casi siempre más eficientes en comunidades mixtas que en cultivos puros, debido principalmente a la importancia de las relaciones tróficas entre bacterias. Así, por ejemplo *D. Tiedjei*, es capaz de degradar el monoclorobenzoato hasta el nivel del benzoato con una cinética mucho mejor en un consorcio de tres bacterias que en un cultivo puro. El benzoato es más tarde metabolizado por otra bacteria en hidrógeno o dióxido de carbono y acetato, siendo este último posteriormente degradado por la bacteria metanogénica *Methanospirillum* en metano (Levin *et al*, 1999).

Cuadro 6: Biodegradación aerobia y anaerobia de COV's

Compuestos (mono o policlorados)	Ejemplos de géneros utilizados
AEROBIO	
Clorobencenos	Alcaligenes, Pseudomonas
Clorofenoles	Alcaligenes, Arthrobacter, Flavobacterium, Pseudomonas, Rrodococcus
Clorobenzoatos	Acinetobacter, Alcaligenes, Arthrobacter, Corynebacterium, Flavobacterium, Pseudomnas
Clorotoluenos	Pseudomonas
ANAEROBIO	
Monoclorbenzoato	Desulfomonile Tiedjei

El tratamiento anaeróbico tiene probablemente su mejor potencial en tratar aquellos residuos donde la deshalogenación reductora se produce de forma más eficaz que por degradación oxidativa; como son los hidrocarburos volátiles clorados. Debido a su volatilidad y relativamente lenta degradabilidad bajo condiciones aerobias, los residuos no se adaptan bien a los tratamientos aireados. Ambos procesos se superan con un enfoque co-metabólico usando un proceso de biomasa fija en un tanque cerrado (por ejemplo, manteniendo los organismos metanogénicos sobre un filtro de medio inerte a través del cual el agua contaminada con hidrocarburos volátiles clorados se bombea en un ambiente rico en metano).

5.3.2. Biofiltración

En los biofiltros, el aire contaminado es obligado a atravesar una capa de material biológicamente activa de un espesor de alrededor de 50 a 100cm. Esta capa se encuentra inmovilizada sobre compost, desechos de madera, etc., materiales que sirven como soporte de microorganismos (principalmente bacterias y hongos) y los abastecen de los nutrientes inorgánicos necesarios para la vida microbiana. Estos nutrientes son reciclados, para finalmente ser liberados por el proceso de mineralización. Por lo tanto, el material de empaque será consumido y generalmente se debe renovar después de varios años de operación. El tamaño de las partículas de empaque utilizadas en los biofiltros debe permitir una superficie de absorción considerable y una resistencia al flujo aceptable.

El principal reto en la biofiltración es mantener la estabilidad de la población microbiana bajo condiciones de uso de largo plazo. Para lograr este objetivo se realizan estudios sobre diferentes materiales de soporte.

En el cuadro 7, se mencionan ejemplos de las principales aplicaciones de la biofiltración a escala industrial en diferentes países (Vladimir *et al*, 2002).

Cuadro 7: Aplicaciones de la biofiltración

País	Tipo de emisiones de COV's tratadas
Alemania	Tratamiento de olores Tratamiento de emisiones de plantas de compostaje Tratamiento de emisiones de plantas de tratamiento de aguas residuales Producción de lubricantes Producción de adhesivos Fundidoras Industria Alimentaria Olores de pegamento en la fabricación de zapatos Producción de especia para sopas Sabores y fragancias
Australia	Tratamiento de olores y compuestos tóxicos Sabores y fragancias
Austria	Producción de abrasivos Fermentación de levadura Aromatizantes de baño
Canadá	Tratamiento de olores y bioremediación Tratamiento de COV's y algunas emisiones tóxicas
Dinamarca	Tratamiento de olores de la industria alimenticia Producción de levaduras Sabores y fragancias

Estados Unidos de América	Tratamiento de olores Tratamiento de COV's, remoción de partículas originadas de la descomposición de aceites Tratamiento de COV's y olores causados por químicos
Francia	Producción de concreto polímero Industria vitivinícola Sabores y fragancias Tratamiento de emisiones industriales
Holanda	Tratamiento de olores Producción de compost para crecimiento de hongos Sabores y fragancias Ventilación de cuartos
Italia	Tratamiento de emisiones con formaldehído y olores emitidos por la industria alimentaria Industria vitivinícola Tratamiento de emisiones de plantas de tratamiento de aguas residuales
Reino Unido	Sabores para alimentos Producción de compost Sabores y fragancias
México	Producción de celofán y rayón Tratamiento de aguas residuales Tostado de café y cacao
Colombia	Tratamiento de emisiones de plantas de tratamiento de aguas residuales

5.3.3 Mecanismos de degradación de COV's

La aplicación de la biofiltración para el tratamiento de contaminantes, se debe a que existen bacterias capaces de degradar estas sustancias en condiciones de baja concentración y grandes volúmenes de gases. Por ejemplo, para la degradación biológica del tolueno y estireno, que son los compuestos más estudiados y con los cuales se obtienen grandes eficiencias de eliminación, incluso en presencia de mezclas de otros COV's, son las bacterias del género *Pseudomonas* aquellas que hacen posible su degradación (ver figuras 13 y 14). Estos microorganismos poseen esta propiedad de biodegradación ya que contienen el plásmido TOL que se produce en forma natural, lo que sugiere que la capacidad de degradar los compuestos xenobióticos puede ser el resultado, en parte, de la interacción con moléculas generadas por los microorganismos autóctonos (Levin *et al*, 1999).

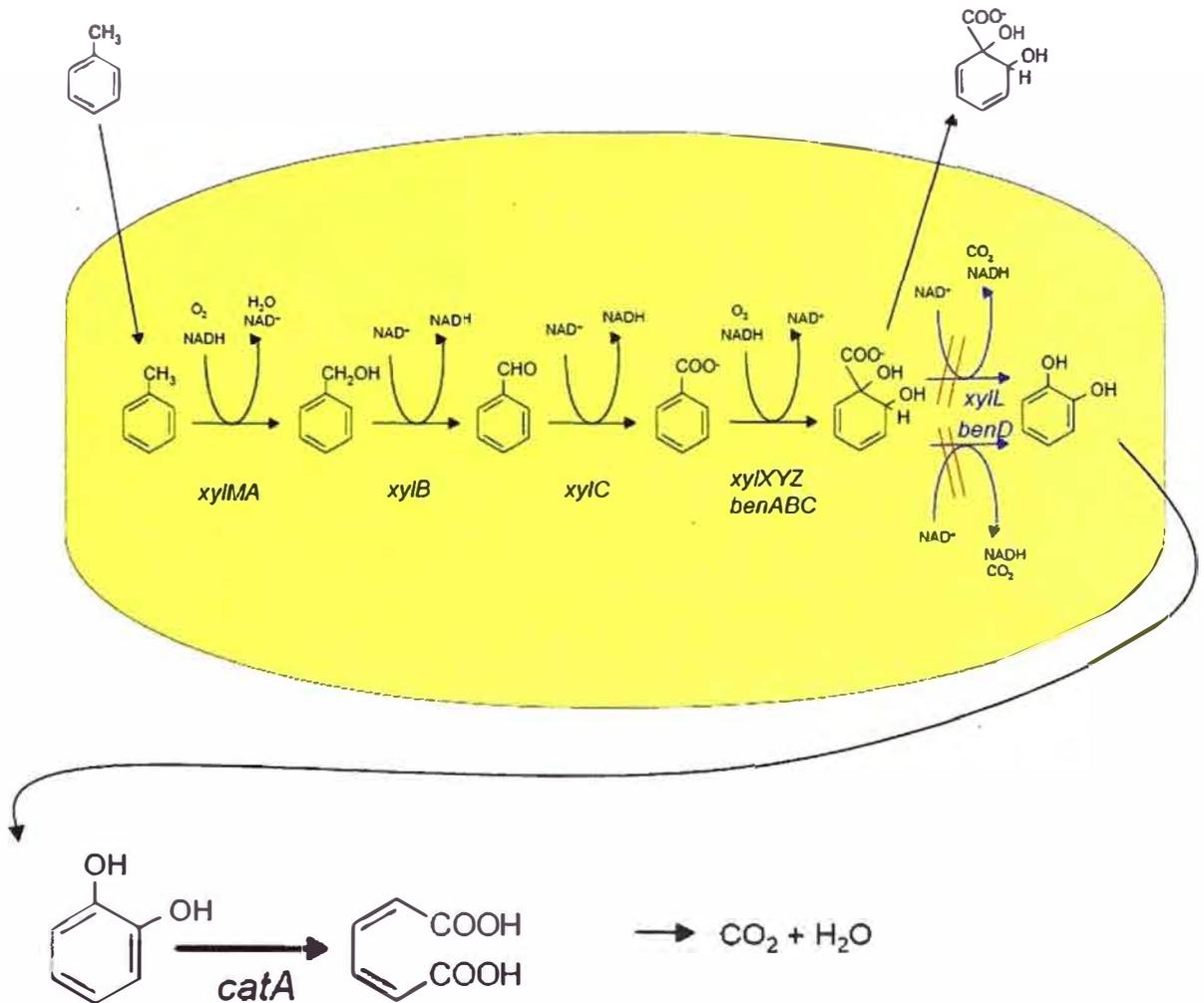


Figura 13: Degradación del Tolueno a cis-1,2-dihydrodiol Benzoato principalmente por la *Pseudomonas Putida* Idazo

En la figura 14 se puede observar el resumen de las posibilidades de degradación biológica del Estireno (O'LEARY *et al*, 2002). Los números representan los microorganismos que hacen posible esta degradación.

1. *P. putida* CA-3;
2. *Xanthobacter* strain 124X;
3. *Xanthobacter* strain S5;
4. *P. fluorescens* ST;
5. *Pseudomonas* sp. strain Y2;
6. *Corynebacterium* strain ST-10;
7. *Rhodococcus* rhodochrous NCIMB

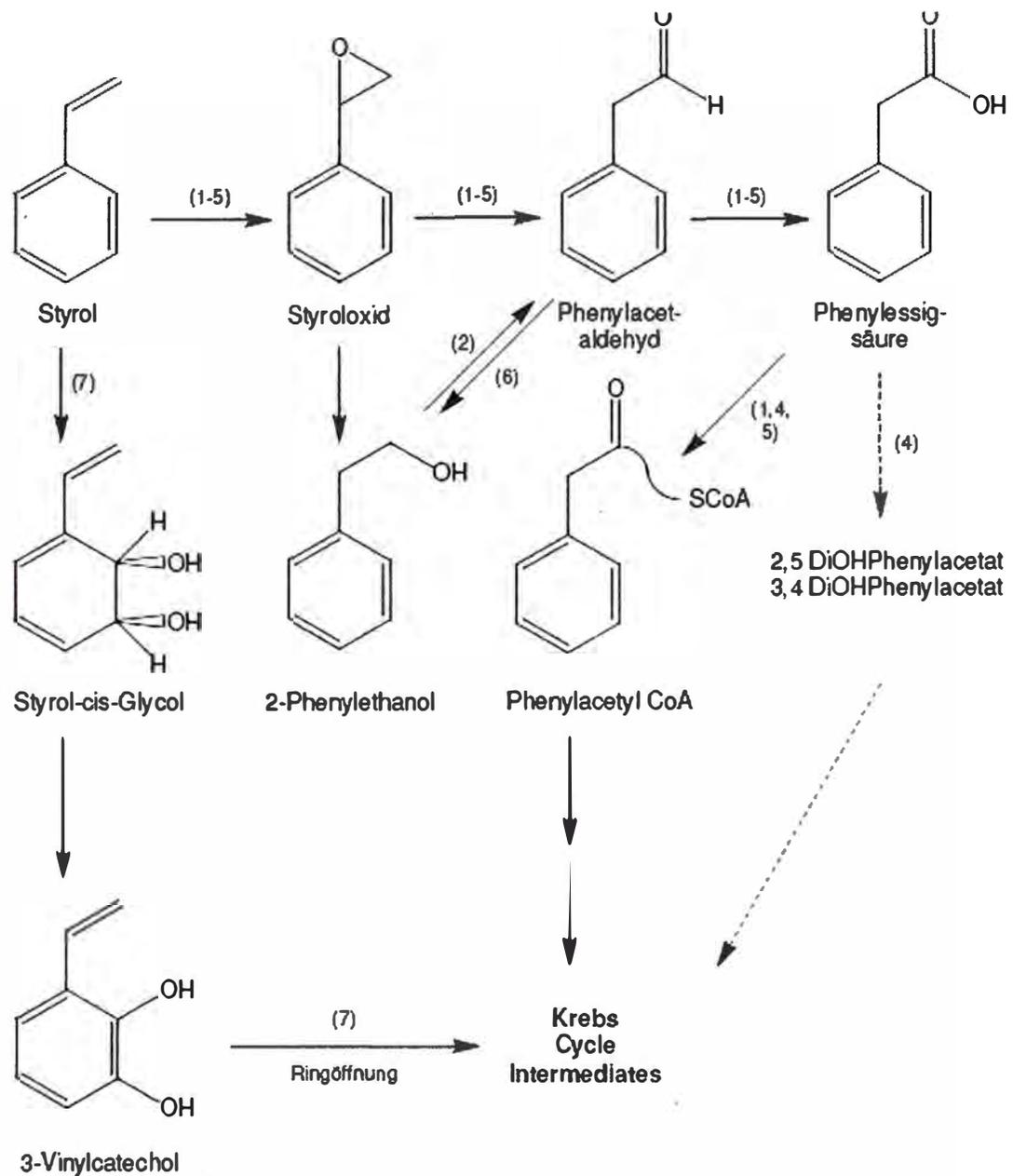


Figura 14: Degradación biológica del Estireno

La remoción de olores de plantas de compostaje es un aspecto a considerar en la proyección de estas instalaciones. Una tecnología de tratamiento puede ser de baja aceptación debido a los impactos en la salud pública de los malos olores.

En sistemas pequeños y no centralizados los olores son generalmente el resultado de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica o la reducción de sulfatos básicamente.

Los métodos convencionales de control de olores se pueden clasificar en la categoría de tratamientos fisicoquímicos basados Remoción de olores en plantas de tratamiento de aguas residuales en los procesos de adsorción, absorción, oxidación térmica, enmascaramiento y dilución. Este tipo de alternativas ofrecen el inconveniente en que los costos de operación y mantenimiento son elevados y adicionalmente trasladan el problema de una fase a otra.

Una alternativa que viene siendo aplicada con resultados satisfactorios en la remoción de olores es la tecnología de biofiltración un sistema de tratamiento biológico de gases que utilizan la capacidad de los microorganismos, principalmente bacterias, de oxidar aeróbicamente compuestos orgánicos e inorgánicos volátiles a componentes menos peligrosos como CO_2 y sulfatos respectivamente.

Las ventajas de los biofiltros con relación a las tecnologías tradicionales como la absorción, adsorción y combustión son básicamente su aplicación a corrientes de gases residuales con bajas concentraciones de contaminantes, sus bajos costos de operación y su consideración como tecnología limpia ya que no genera residuos contaminantes posteriores a su aplicación. La principal limitación de la aplicación de esta tecnología es la escasez de información detallada sobre condiciones de diseño, variables de operación, modelación y los procesos microbiológicos que ocurren en la biodegradación.

5.3.4 Descripción del proceso

Un biofiltro es un reactor biológico empleado en la purificación de gases contaminados y consta esencialmente de un material de empaque activo biológicamente denominado lecho, encargado de soportar los microorganismos que realizan la biodegradación de los contaminantes.

La principal característica del proceso es el aprovechamiento de la capacidad de algunos microorganismos para oxidar microbiológicamente una gran variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos como el ácido sulfhídrico (H_2S) de característica volátil, a otros compuestos menos inofensivos como CO_2 , SO_4^{-2} , H_2O y compuestos ácidos. La figura 15 resume las transformaciones generales que ocurren en el biofiltro.

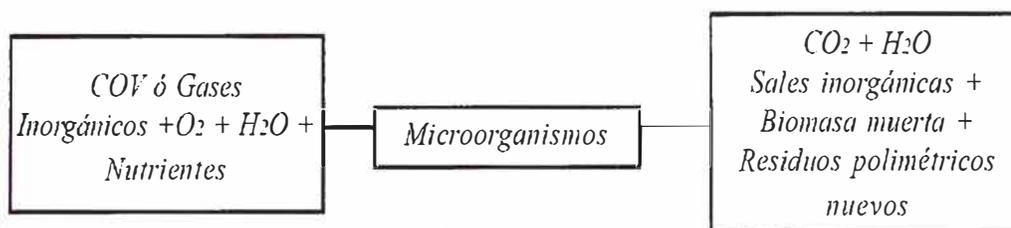


Figura 15: Esquema de la biodegradación de contaminantes en los biofiltros

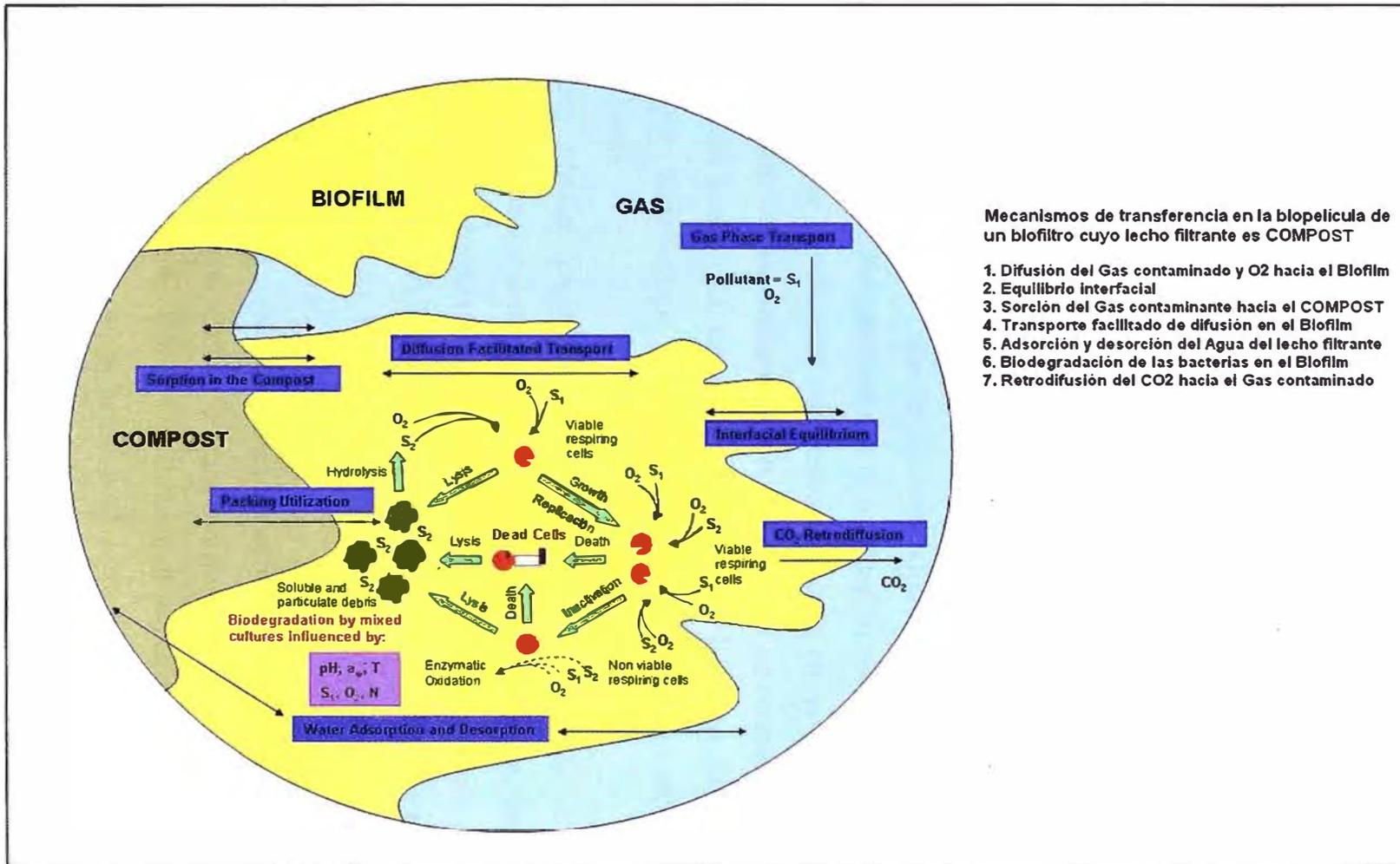
La oxidación microbiológica es posible por la utilización de los contaminantes como fuente de energía y/o carbón por parte de los microorganismos. La principal reacción que ocurre en la biofiltración es una oxidación catabólica, es decir los compuestos contaminantes de mayor peso molecular se oxidan en compuestos de más bajo peso molecular.

En los biofiltros los microorganismos se hallan adheridos al lecho, el cual está compuesto de partículas porosas rodeadas de una capa húmeda activa biológicamente, conocida como biopelícula. La biopelícula es una zona donde se presenta un permanente intercambio de masa entre las fases líquida y vapor, es allí donde los contaminantes gaseosos se difunden y son biodegradados por la actividad de las bacterias aeróbicas (Groenestijn, 1998).

a) Microorganismos en los biofiltros- Biología en el biofiltro

Los microorganismos presentes en los biofiltros son las mismas bacterias y hongos que degradan compuestos residuales en la naturaleza, en los sistemas de tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados y en los rellenos sanitarios (Bohn, 1992).

La particularidad de los microorganismos en un sistema de biofiltración es que estos son pequeños y numerosos, lo que proporciona una relación superficie - volumen alta que favorece la transferencia de masa y la biodegradación final del contaminante. En la biopelícula se presentan mecanismos relacionados con los equilibrios interfaciales, la transferencia del contaminante gaseoso y oxígeno por difusión, la retrodifusión de los productos metabólicos, sorción del contaminante en el soporte y la adsorción y desorción de agua del lecho. La figura 16 representa tales situaciones.



Mecanismos de transferencia en la biopelícula de un biofiltro cuyo lecho filtrante es COMPOST

1. Difusión del Gas contaminado y O_2 hacia el Biofilm
2. Equilibrio interfacial
3. Sorción del Gas contaminante hacia el COMPOST
4. Transporte facilitado de difusión en el Biofilm
5. Adsorción y desorción del Agua del lecho filtrante
6. Biodegradación de las bacterias en el Biofilm
7. Retrodifusión del CO_2 hacia el Gas contaminado

Figura 16: Mecanismos de transferencia en la biopelícula de los biofiltros

La actividad microbiológica en un biofiltro depende del suministro de un entorno apropiado a los microorganismos, que les permita vivir y desarrollarse favorablemente. Para lograr lo anterior, los microorganismos necesitan:

Carbón, oxígeno e hidrógeno, como constituyentes de la materia orgánica. El carbono es obtenido de compuestos orgánicos (organismos heterótrofos) o inorgánicos (CO₂, organismos autótrofos).

Nutrientes: nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, calcio, magnesio, hierro, todos necesarios para el crecimiento de la biopelícula.

Energía: Obtenida a través de fotosíntesis, descomposición de compuestos orgánicos o inorgánicos.

Condiciones favorables del microentorno: temperatura adecuada para las bacterias mesofílicas, nivel de humedad favorable al crecimiento bacterial, pH, ausencia de sustancias tóxicas inhibidoras de la actividad microbiológica.

La diversidad de la población microbiológica activa en un biofiltro y su interacción dependen del contaminante a biodegradar y de su concentración, de las condiciones del medio (pH, actividad del agua) y de la existencia o no de depredación por bacteriovirus, protozoos, bacterias líticas y nematodos (Groenestijn, 1998).

Un lecho filtrante orgánico como compost o suelo, tiene muchos microorganismos de manera autóctona que pueden en general adaptarse, producir nuevas enzimas, y biodegradar el contaminante, si este normalmente no es xenobiótico (Michelsen, 2000). En el caso de compuestos sintéticos o compuestos lentamente biodegradables, el biofiltro es comúnmente inoculado con cepas biológicas específicas (Ottengraff, 1995).

Deshusses, 1999, afirma que un biofiltro abastece condiciones bien aireadas y oscuras que favorecen una mezcla de microorganismos quimioheterótrofos, aerobios y facultativos. En un biofiltro se encuentran principalmente bacterias, hongos y protozoos. Los protozoos, son depredadores de bacterias y hongos, cumpliendo una función de regulación de la biomasa.

Engesser *et al*, 2003, señala que los hongos pueden también predominar sobre la bacterias en un biofiltro, por ejemplo si la actividad del agua es baja, o si

la condiciones son ácidas. Los hongos tienden a descomponer las macromoléculas o los polímeros como la lignina o la celulosa, afectando el material del lecho filtrante, si éste es orgánico. Además, las estructuras micelias que elaboran, aunque pueden reforzar la cohesión de las partículas del lecho, causan obstrucción en el biofiltro.

b) Cinética de la biodegradación del contaminante en los biofiltros

Asumiendo que la etapa determinante en la velocidad de biodegradación es una reacción enzimática de alguna naturaleza, la cinética global en un biofiltro se puede representar por la relación empírica de MICHAELIS-MENTEN:

$$\mu = \mu_{MAX} \frac{S}{K_S + S} \quad \dots\dots\dots \text{(Ecuación 2)}$$

μ : velocidad de biodegradación del sustrato (contaminante) [$\text{kg m}^{-3} \text{s}^{-1}$]

μ_{MAX} : velocidad de degradación máxima del sustrato [$\text{kg m}^{-3} \text{s}^{-1}$]

S : concentración del sustrato [kg m^{-3}]

K_S : constante de saturación (constante de Michaelis-Menten) [kg m^{-3}]

Diversos autores han identificado dos situaciones que afectan la cinética de la biodegradación:

- Altas concentraciones de sustrato ($S \gg \gg \gg K_S$) en la biopelícula hacen que esta permanezca completamente saturada y ya que no hay limitación en la difusión μ es independiente de la concentración de sustrato ($\mu = \mu_{MAX}$). En este caso la concentración del sustrato cambia linealmente con la altura bajo una cinética orden cero (situación a de la figura 17).
- En condiciones de baja concentración de sustrato ($S \ll \ll K_S$) la biopelícula no está saturada o completamente activa y por lo tanto la velocidad de biodegradación del H_2S es controlada por los fenómenos de difusión en la biopelícula, lo que implica que el cambio de la concentración con la altura del biofiltro obedece a una cinética de primer orden (situación b de la figura 17). En

la curva a, el sustrato no tiene delimitación debido a la difusión dentro de la biopelícula, al contrario de la curva b (Ottengraff, 1995).

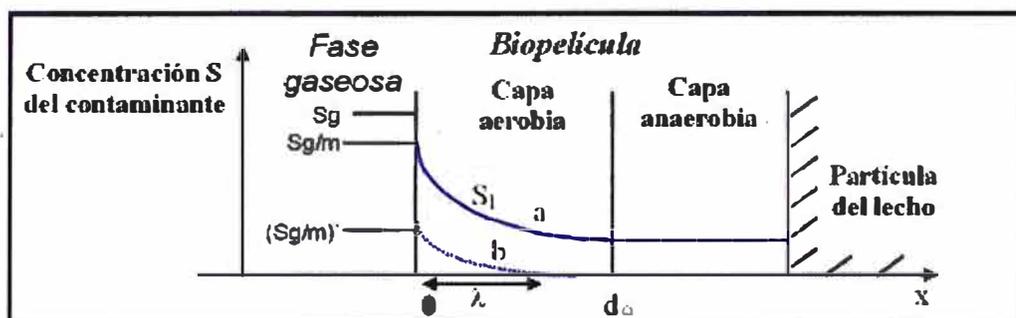


Figura 17: Variación de la concentración del contaminante en la fase gaseosa y en la biopelícula

c) Material o lecho de soporte

El material o lecho de filtración es un componente importante de un biofiltro debido a que es el hábitat de la población microbiana ya que sus características son esenciales para el modo de desarrollo de los procesos metabólicos, así como la capacidad de degradación de los contaminantes del aire por parte del sistema de biofiltración.

La naturaleza del material de soporte afecta el tiempo de operación, la actividad de las bacterias y los costos de operación del biofiltro. La vida útil del empaque está entre 2 y 4 años, tiempo después del cual tiene que ser renovado debido al incremento en la caída de presión en el sistema, insuficiente actividad biológica como consecuencia de la acidez o la reducción de la disponibilidad de nutrientes en el empaque (Deshusses, 1999). Los materiales de tipo orgánico más utilizados son compost, cortezas, tierras, turba fibrosa y mezclas de todos estos materiales. En el caso de los materiales inorgánicos se sugiere emplear puzolana, gravas, arenas, zeolitas, carbonato. Recientemente se ha utilizado el carbón activado con excelentes resultados (Bonnin, 1998). En el cuadro 8, se muestra una comparación entre los más comunes materiales usados como lecho de filtración.

Entre las características deseables del material de empaque podemos citar:

Contenido de nutrientes inorgánicos: La presencia de nutrientes inorgánicos como N, P, K, y S, influye en el crecimiento de los microorganismos en el biofiltro.

Contenido orgánico: El contenido orgánico del material de soporte es importante como una fuente de reserva de carbono en caso de una interrupción en la operación del biofiltro. El contenido de materia orgánica recomendado está entre un 35% y un 55% (Bonnin, 1998).

Retención de agua: El material de soporte debe exhibir una buena capacidad para retener agua, ya que los microorganismos necesitan un ambiente húmedo para sobrevivir y llevar a cabo su metabolismo. Bajo condiciones de aire saturado se requiere que el medio posea una retención de agua entre el 40 y 80 % de su masa (Deshusses, 1999).

Superficie específica: El tamaño de partícula, la distribución y estructura de los poros deben suministrar una alta área superficial, necesaria para una buena adhesión bacteriana y mejorar la transferencia de masa entre la biopelícula y el gas a tratar.

Porosidad del lecho: El material de soporte necesita tener un volumen de espacio vacío entre el 40 y 80 % para que el gas pueda pasar a través del lecho con una distribución uniforme y sin demasiada resistencia (Deshusses, 1999).

Resistencia a la compactación: Un lecho que se compacte disminuye su porosidad, lo que afecta el tiempo de residencia del gas y la eficiencia del biofiltro.

Capacidad amortiguadora: El material filtrante debe tener buena capacidad amortiguadora para neutralizar los productos ácidos formados y así evitar el deterioro del lecho.

Cuadro 8: Comparación de los materiales empleados en biofiltros

Criterios	Compost	Suelo	Carbón Activado	Sintéticos
Población microbiana	Alta	Alta	Ninguno	Ninguna
Área superficial	Media	Media	Alto	Alto
Permeabilidad	Media	Baja	Medio - alto	Muy alto
Nutrientes	Alta	Alto	Ninguno	Ninguno
Capacidad de sorción	Medio	Medio	Alto	Bajo-medio
Tiempo de vida	2-4 años	+ 20 años	+ 5 años	+15 años
Costos	Bajos	Bajos	+/- altos	Altos
Humedad/ mojabilidad	Hidrófobo	Hidrofílica	adición	adición

d) Factores determinantes en la operación de biofiltros

El proceso de biofiltración es controlado por numerosos factores fisicoquímicos y de operación que influyen en la eficiencia del proceso y los costos de tratamiento. El óptimo funcionamiento de un biofiltro depende en gran parte de:

- Un nivel apropiado de humedad para los microorganismos.
- Intervalo de temperaturas adecuado para las bacterias mesofílicas.
- pH apropiado para un crecimiento biológico óptimo.

Otros factores también son importantes pero su influencia es menor y tienen que ver con:

- Nutrientes necesarios para el crecimiento de la película biológica.
- Carga contaminante y carga superficial aplicada al biofiltro
- Limitación de oxígeno
- Dirección del flujo de aire

En las siguientes secciones se amplía la influencia en el proceso de humedad del lecho, la temperatura y el pH, condiciones de operación críticas de los biofiltros.

Humedad del lecho

El agua sirve como medio para disolver los compuestos químicos esenciales que constituyen la vida de los microorganismos. Cada célula regula su contenido de agua. En agua pura esta regulación se facilita debido a una mayor presión osmótica, en el caso de los microorganismos adheridos a un medio poroso con baja disponibilidad de agua, los microorganismos tienen dificultades para realizar esta función y pueden gastar en ella gran parte de su energía metabólica disminuyendo la actividad de la biopelícula.

El contenido de agua en el lecho de un biofiltro activo es el parámetro de operación más crítico que debe controlarse durante la biofiltración. Una insuficiente cantidad de agua limita la formación de la "biopelícula", afecta la sorción de contaminantes al lecho y disminuye la actividad microbiológica. Por su parte una excesiva humedad reduce la transferencia de masa de sustancias hidrófobas, taponan los espacios de poro disponibles, incrementa la caída de

presión y puede causar daños estructurales irreversibles en el lecho (Van Lith *et al*, 2002).

El contenido óptimo de humedad que debe presentarse en el lecho no está definido, debido a que las investigaciones sobre los cambios en el comportamiento de los biofiltros con base en la humedad son limitados. Sin embargo, la literatura y la experiencia de los investigadores han sugerido valores en el rango del 20 a 65% de humedad para distintos lechos (Gostommski, 2000). Este contenido depende de la naturaleza del lecho y de las propiedades físicas del contaminante.

Engesser *et al*, 2003, indica que para un biofiltro empacado con lecho de compost empleado en la remoción de H₂S la eficiencia disminuye a humedades inferiores al 30%, debido a una menor actividad microbológica en el biofiltro.

El control de la humedad es más importante a medida que la concentración y la carga del contaminante a tratar es mayor, especialmente si se requiere una eficiencia alta y se trata de compuestos poco biodegradables.

Temperatura del lecho

La temperatura de operación de un biofiltro es función de la temperatura del gas de entrada, de las pérdidas de calor debidas a las fluctuaciones de las condiciones medioambientales externas, evaporación de agua del biofiltro y generación de calor por la reacción de oxidación microbológica (Michelsen, 2000). Temperaturas de operación bajas tienden a limitar el crecimiento de los microorganismos mientras que altas temperaturas inhiben la actividad y pueden ser perjudiciales para las bacterias. La mayoría de las velocidades de reacción metabólica se duplica cuando la temperatura se eleva en 10°C, favoreciéndose el crecimiento microbiano y la eliminación del contaminante en el biofiltro.

Los principales microorganismos activos en un biofiltro son las bacterias mesofílicas, que generalmente presentan mayor actividad en el rango de 5 a 50°C y óptimamente a 37°C. Los hongos generalmente se adaptan mejor a condiciones extremas de temperatura. Una temperatura en el rango mesofílico favorece una mayor actividad microbológica, pero al mismo tiempo afecta el funcionamiento fisicoquímico del biofiltro. Para la mayoría de gases, el coeficiente de la ley de

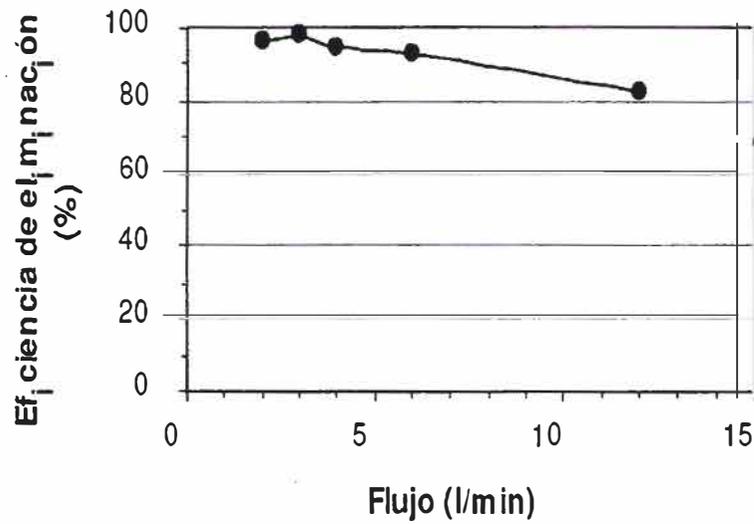
HENRY se incrementa con la temperatura, así que menor cantidad de contaminante se disuelve en el agua. La absorción del compuesto disminuirá y la transferencia de masa del contaminante a los microorganismos será menos efectiva. Generalmente, se cree que el efecto biológico es más importante que el efecto físico así los biofiltros trabajan mejor a mayores temperaturas; sin embargo los efectos físicos deben ser considerados especialmente si se trata de contaminantes con altos coeficientes de la ley de Henry (Devinny, 1999).

pH del material filtrante

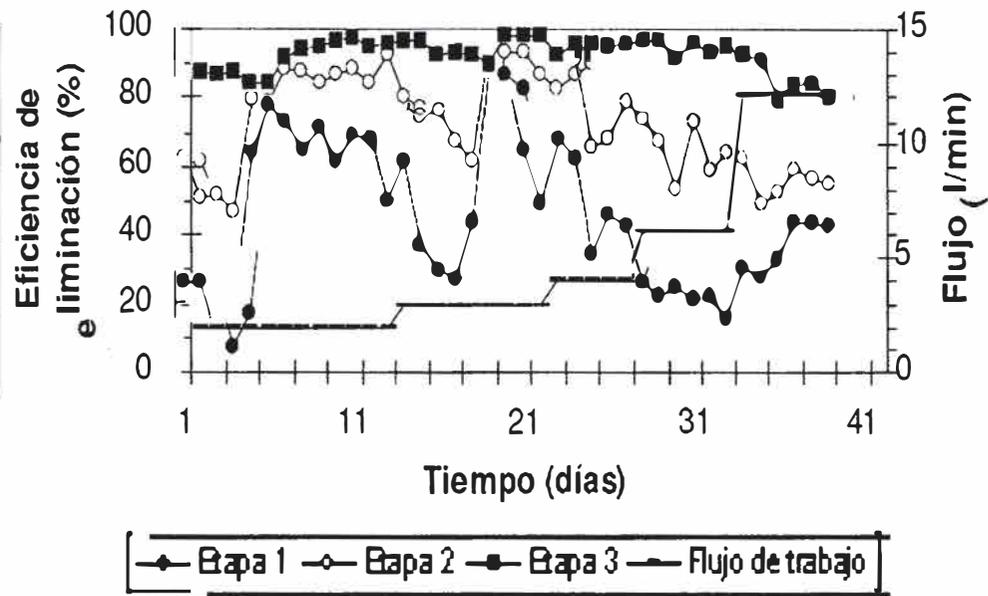
Las especies de microorganismos presentes en los biofiltros son susceptibles de cambiar su comportamiento al presentarse variaciones en el pH, inhibiéndose o desapareciendo si las condiciones del medio no son las más favorables. Algunas especies presentan actividad a altos pH, y algunas a pH bajos, pero por lo general lo recomendable es que en un biofiltro se presenten valores de pH de 6 a 8 (Deshusses, 1999).

El pH en un biofiltro puede cambiar durante la operación, es así como según los tipos de contaminantes y de cepas microbianas asociadas, el medio puede bajar su pH, debido a que algunas de las biotransformaciones generan productos ácidos como es el caso del ácido sulfhídrico. Los efectos en el cambio de pH pueden minimizarse empleando un medio biofiltrante con una alta capacidad buffer, que se define como la capacidad del medio para soportar cambios de pH. El pH del medio también puede controlarse dosificando una base con el agua de irrigación. Debido a que los ácidos tienden a acumularse en la entrada del biofiltro, lugar donde ocurre la mayor actividad biológica, este lavado es conveniente para biofiltros donde el aire contaminado se suministra en forma ascendente, porque de lo contrario se pueden presentar taponamientos en el medio que den lugar a caminos preferenciales.

En la figura 18 se muestra el proceso de biofiltración a escala industrial en cuyo diseño se han considerado los factores determinantes descritos en esta sección. Para este diseño es importante mencionar que esta basado en diferentes pruebas a nivel de laboratorio, en el cual se ha tratado de optimizar la eficiencia del biofiltro para el gas contaminado a tratar.



(a)



(b)

Figura 20: (a) Eficiencia de eliminación global del sistema en función del flujo
 (b) Eficiencia de eliminación acumulada para cada etapa del biofiltro

5.3.5. Ventajas y desventajas de la biofiltración

En comparación con otras tecnologías de control de la contaminación del aire por olores, la biofiltración ofrece las ventajas y desventajas indicadas en el cuadro 9 (Levin *et al*, 1999).

Cuadro 9: Ventajas y desventajas de la biofiltración

Ventajas	Desventajas
Costo de inversión y operación bajas, para grandes caudales y bajas concentraciones. La operación y mantenimiento es simple.	Difícil de modelar, requiere de trabajo experimental. El desempeño está influenciado por la diversidad de parámetros que actúan en el proceso.
Flexible para diferentes tipos de contaminantes.	No aplica para altas concentraciones de contaminantes, ni para compuestos no biodegradables.
Es un proceso natural y por lo tanto es una tecnología ambientalmente amigable.	A caudales altos se requiere disponer de grandes áreas de terreno.
Muy eficiente para remover gases inorgánicos como el ácido sulfhídrico.	Requiere de un período de adaptación de los microorganismos a los contaminantes.

5.3.6. Sistema de prueba: Biofiltro piloto, ISWA, Uni-Stuttgart

a) Materiales

La degradación biológica del tolueno es llevada a cabo en un sistema de biofiltración a escala laboratorio denominado Bioreactor, cuyos componentes se detallan en la figura 19. La operación del sistema se realizó durante un periodo de 6 meses, de los cuales 30 días corresponden al periodo de marcha del sistema y aclimatación de la flora microbiana. El compuesto modelo utilizado como contaminante fue *tolueno líquido*, grado analítico, 99.7% de pureza. En el ANEXO C, se muestra una foto del Bioreactor.

El bioreactor consistió en una columna vertical de 1.2m de altura, dividida en tres etapas iguales y una etapa de fondo por donde ingresa el gas saturado con tolueno. El bioreactor tiene un diámetro interno de 30cm. Cada etapa mide 40cm de altura y cuenta con puertos para la medición de pH, temperatura y caída de presión, toma de muestra de gas y otros puertos que permiten analizar el material de soporte.

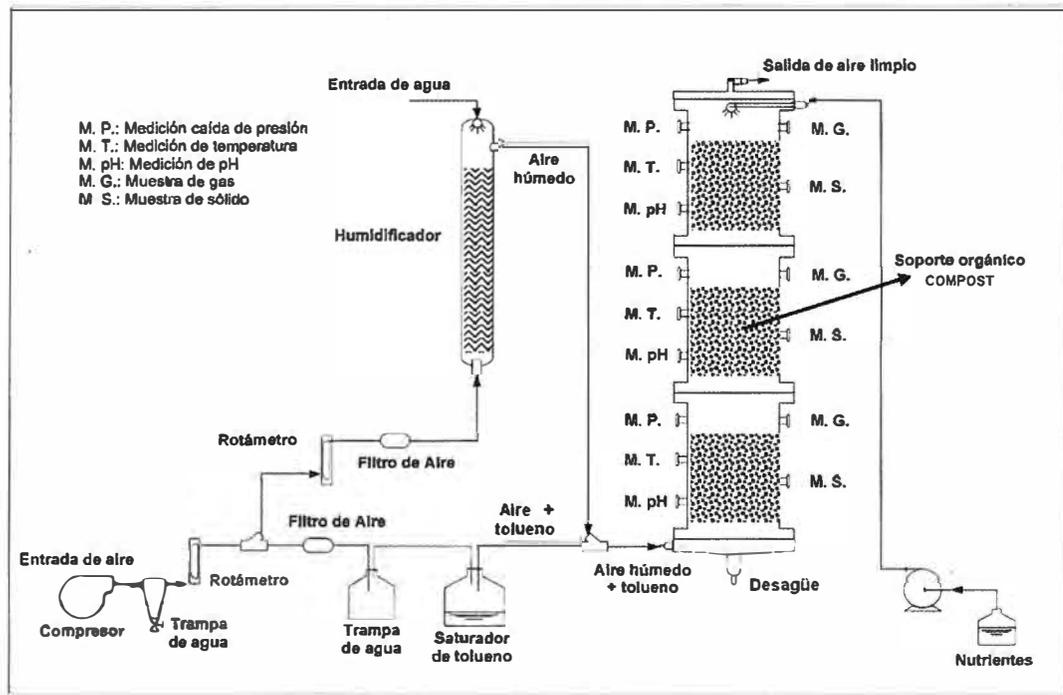


Figura 19: Sistema de biofiltración a escala de laboratorio

El material de empaque utilizado en el bioreactor correspondió a una mezcla de compost y carbonato de calcio en forma de mineral molido, en una relación: 6:1. El compost proveía al sistema de nutrientes y flora microbiana capaces de degradar el tolueno y el carbonato de calcio actúo como buffer, además de mejorar las características físicas y mecánicas del lecho. El diámetro de partículas se seleccionó mediante tamizado utilizando tamices patrones Tyler. El tamaño seleccionado para el compost, varió entre 2 y 4.75mm. La cantidad de soporte adicionado a cada etapa del bioreactor correspondió a un volumen de 2.7 l.

Los microorganismos utilizados para la degradación del tolueno, corresponden a la flora microbiana presente en el mismo compost que se utilizó como material de soporte. Para apoyar la disponibilidad de nutrientes para los microorganismos, cada dos semanas se adicionó al biofiltro una solución de nutrientes.

El aire contaminado que ingresa al biofiltro debe pre-acondicionarse para obtener las condiciones requeridas. El 20% del aire limpio que ingresa al sistema es alimentado a una etapa de saturación en donde se contamina con tolueno.

El sistema de saturación está conformado por una trampa de agua y un saturador de tolueno. El saturador corresponde a un recipiente de vidrio de 1 litro de capacidad, en cuyo interior se dispone tolueno líquido (20 - 40ml). El aire ingresa al saturador y arrastra los vapores de tolueno, saliendo contaminado. Este sistema es mantenido en un recipiente aislante para mantener la temperatura del sistema alrededor de 3°C ($\pm 1^\circ\text{C}$).

El 80% del aire limpio restante, ingresa a una etapa de humidificación en donde se adiciona la humedad necesaria para que los microorganismos lleven a cabo su actividad biológica. La columna de humidificación corresponde a una columna de metacrilato empacada, de 80cm de diámetro y 70cm de altura. En ella se mantiene una columna de agua cuya altura varía entre 45 y 50cm, en donde se hace burbujear el aire para incorporar la humedad. Esta corriente humidificada se une a la corriente proveniente de la etapa de saturación para ingresar al biofiltro. Tanto la columna de humidificación como el biofiltro se mantuvieron en una cámara termoregulada cuya temperatura varió entre 32 y 37°C.

b) Métodos analíticos

Preparación del inóculo

Los microorganismos degradadores corresponden a un conglomerado de especies proveniente del mismo compost utilizado como soporte en el biofiltro. El inóculo se preparó adicionando en un matraz 5g de soporte y una solución de nutrientes que contiene 1.92g/l de tolueno (C_7H_8), 1.14g/l de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 0.092g/l de $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ y 0.22g/l de KH_2PO_4 . La mezcla fue agitada a 37°C y 220rpm en un equipo de agitación – incubación durante un periodo de 3 días. Posteriormente, la solución se inoculó al biofiltro mediante inundación de tal forma de asegurar la total humectación del soporte.

Medición de temperatura

Se midió la temperatura ambiente, dentro de la cámara, y la temperatura en el interior del biofiltro, en cada una de sus tres etapas. Para ello, se utilizó un sistema de termocuplas tipo K (marca Cole-Palmer, modelo 08516-55), conectadas a un visor digital.

Medición de pH

El pH se determinó en el interior de cada una de las etapas mediante la utilización de un medidor digital de pH (marca Orion, modelo 250A). Este parámetro se midió durante todo el periodo de operación del sistema para observar su comportamiento a través de la columna y en el tiempo.

Medición de la caída de presión del sistema

La caída de presión en el biofiltro se determinó en las tres etapas, mediante la utilización de un sistema de manómetros diferenciales, usando agua como fluido manométrico. Este sistema es una eficaz herramienta para detectar problemas de compactación, secado o canalizaciones en el lecho filtrante.

Determinación de la concentración de tolueno.

La concentración de tolueno se determinó en la entrada del biofiltro, en cada una de las etapas y a la salida del biorreactor, mediante un cromatógrafo de gases, marca Agilent, modelo 6820. Los cromatogramas fueron analizados mediante el programa computacional Agilent Chromatography Software, versión 5.0. Los parámetros de operación del cromatógrafo se presentan en el cuadro 10.

Cuadro 10: Características del equipo de cromatografía gaseosa

Característica	Observación
Gas portador	Nitrógeno
Flujo de gas portador	3ml/min
Temperatura inyector	210°C
Temperatura columna	140°C
Temperatura detector	250°C
Tipo detector	TIC/ FID
Columna	columna capilar, marca GC modelo SPB-1
Diámetro de columna	320mm
Largo de columna	30m
Tiempo de retención de tolueno	0.98min

Para la toma de muestra, se utilizó un bulbo de 500ml de capacidad, el que cuenta con una septa inyectable. La extracción de la muestra desde el bulbo, se realizó utilizando una jeringa para gases. El volumen de muestra inyectada fue de 3ml.

Determinación de la eficiencia de eliminación del sistema de biofiltración (ξ)

La eficiencia de degradación se determinó en base a las concentraciones de tolueno en cada punto de medición, utilizando la expresión de eficiencia, donde C_i es la concentración de tolueno a la entrada del biofiltro y C_f es la concentración de tolueno a la salida del biofiltro o de cada etapa.

$$\xi = \frac{C_i - C_f}{C_i} \cdot 100 \quad \dots\dots\dots \text{(Ecuación 3)}$$

c) Discusión de resultados

Flujos de trabajo. La determinación de los flujos de trabajo depende del volumen de vacío del material de soporte y de los tiempos de residencia del gas dentro del biofiltro. Para ello, se consideraron algunos tiempos de residencia recomendados en literatura para estos tipos de sistemas biológicos, los que varían entre 3 y 0.5 min. El volumen de vacío del reactor corresponde a 6.09 l (ver cuadro 11).

Cuadro 11: Flujos de trabajo

Flujo	Tiempo de residencia (min)	Flujo de trabajo (l/min)
1	3	2.03
2	2	3.045
3	1.5	4.06
4	1	6.09
5	0.5	12.18

Comportamiento de la temperatura en el sistema. Durante la operación del sistema la temperatura de la cámara termorregulada se mantuvo entre 32 y 37°C. La temperatura interna del biofiltro se vio afectada por la temperatura exterior, observándose el mismo comportamiento pero con valores de temperatura mayores, entre 1 a 3°C. Esta diferencia se debió al calor metabólico generado por los microorganismos durante la actividad microbiana.

Comportamiento del pH en el biofiltro. El pH del interior del biofiltro presentó un comportamiento similar en las tres etapas del biofiltro. Los valores oscilaron dentro del rango recomendado por literatura para la biodegradación de COV's

(entre 6 y 8) (Bibeau *et al*, 2001). Esto demuestra que el carbonato de calcio utilizado como parte del material de relleno del biofiltro proporciona una buena capacidad amortiguadora de pH en el lecho filtrante.

Comportamiento de la caída de presión en el biofiltro. La caída de presión del sistema alcanzó valores máximos en las etapas 2 y 3 del biofiltro (50 y 30mm de H₂O, respectivamente) debido al aumento del contenido de humedad del lecho filtrante en éstas. Sin embargo, estas alzas no produjeron problemas de taponamiento, ya que de acuerdo a Bibeau *et al*, 2001, este tipo de problemas se produciría cuando se alcanzan diferencias de presión mayores a 6cm de H₂O/m de biofiltro, produciéndose un aumento de la resistencia del lecho filtrante al paso del flujo de gas y, por lo tanto, un mayor gasto de energía. Por lo tanto, en base a los valores reportados, se puede asumir que el sistema presenta un bajo requerimiento energético para su funcionamiento.

Eficiencia de eliminación del biofiltro. La eficiencia de eliminación, se determinó para distintos flujos de trabajo y en las diferentes etapas del biofiltro. Tanto las eficiencias de eliminación global del sistema en función del flujo de trabajo, como la eficiencia de eliminación acumulada a lo largo del biofiltro en el tiempo, se muestran en la figura 20.

Como se observa en las figuras 20a y 20b, la eficiencia de eliminación del sistema y de cada etapa, decrece al aumentar el flujo de gas a tratar. Esto se debe a que un aumento en el flujo de gas produce una disminución del tiempo de residencia de la fase gaseosa dentro del biorreactor, lo que a su vez genera un menor contacto entre las fases y una menor transferencia del contaminante a la biopelícula, traduciéndose finalmente en una menor degradación del contaminante. La figura 20b, muestra que esta disminución es más notoria en las etapas 1 y 2 del biofiltro, mientras que la etapa 3 amortigua estas variaciones logrando mantener altas eficiencias globales de eliminación, aún cuando cambian significativamente las condiciones de operación del sistema. Como se observa en la figura 20a, los valores de eficiencias globales de eliminación son mayores a un 93% para flujos de gas de hasta 6 l/min.

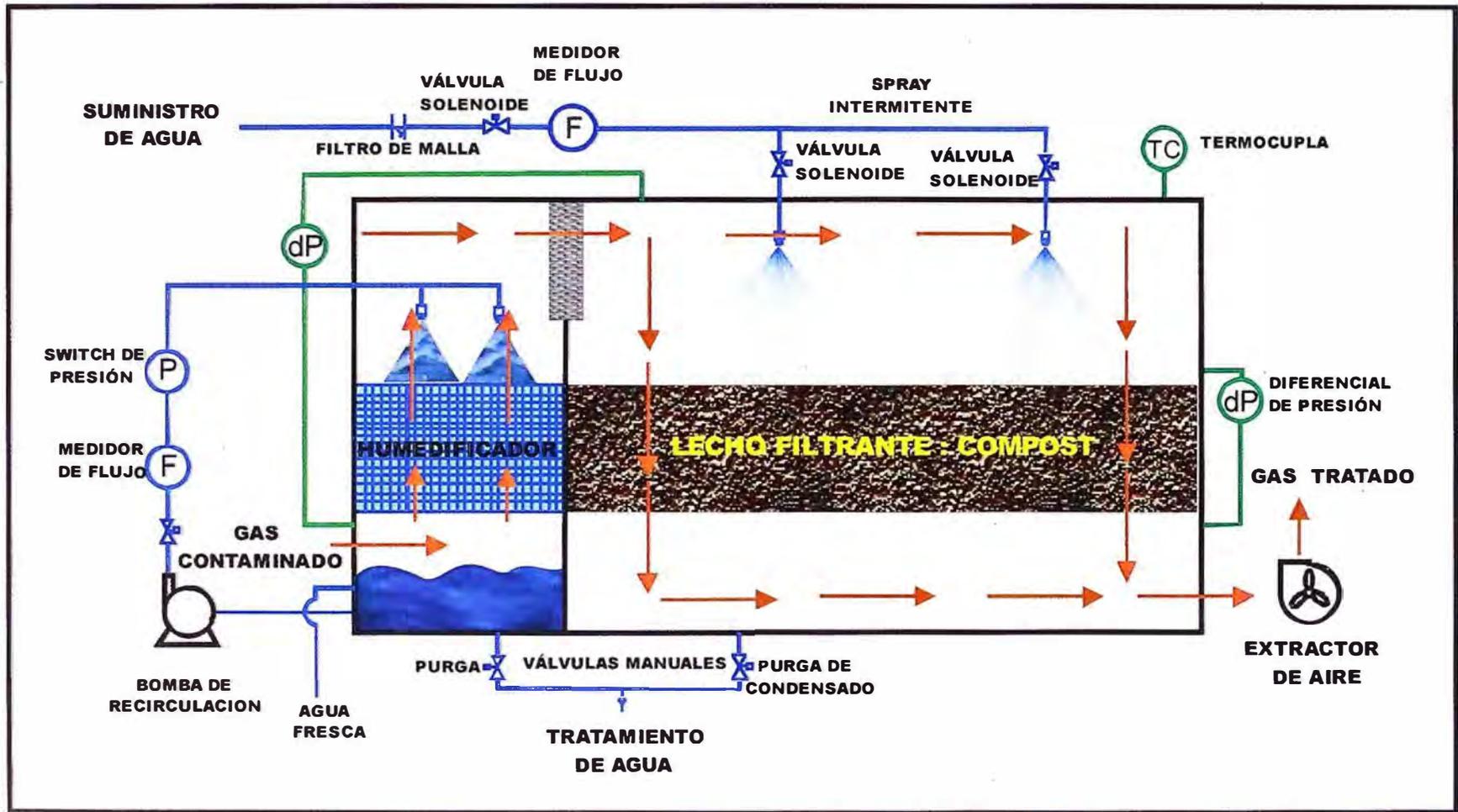


Figura 18: Proceso de biofiltración

En el caso de flujos de gas de 12 l/min, la eficiencia decae a un 83%. Este comportamiento indica que el sistema de biofiltración implementado presenta una alta eficiencia para el tratamiento de contaminantes orgánicos y una gran flexibilidad frente a cambios bruscos en sus condiciones de operación. En términos cuantitativos, un aumento del flujo de operación de un 600%, provoca una disminución de la eficiencia de eliminación global, de solo un 15%, advirtiéndose una gran flexibilidad en el sistema.

Concentración de tolueno a lo largo del biofiltro. La concentración de tolueno a lo largo de la columna de biofiltración decrece gradualmente debido a la biodegradación del contaminante en cada una de las etapas. Los perfiles de concentración obtenidos, para cada flujo de trabajo, se muestran en la figura 21.

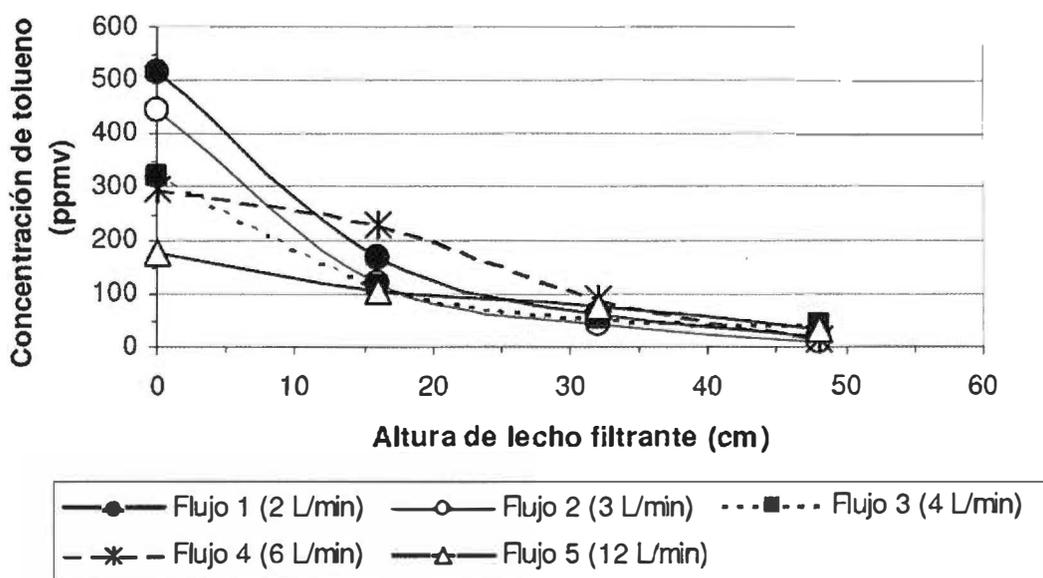


Figura 21: Perfil de concentración a lo largo del biofiltro para cada flujo de trabajo

Como se observa en la figura 21, el perfil de concentración de tolueno a lo largo del lecho filtrante presenta el mismo comportamiento para flujo de gas de hasta 4 l/min. En estos casos, la mayor biodegradación de tolueno se produce en la primera etapa del biofiltro debido a que el gas ingresa con una mayor carga de contaminante, favoreciendo la transferencia de masa hacia la biopelícula. Para el caso de los flujos correspondientes a 6 y 12 l/min, el perfil de concentración varía

su comportamiento debido principalmente a la baja en la eficiencia de eliminación individual de las etapas 1 y 2 del biofiltro. Por otro lado, el aumento de flujo de gas genera una disminución de la concentración de tolueno de entrada al biofiltro, modificando las condiciones de operación del sistema y afectando la actividad microbiana en el interior del biofiltro. No obstante, a pesar de esta situación, se puede confirmar la alta flexibilidad del sistema ya que frente a una variación de la concentración de tolueno de entrada de un 40%, la eficiencia de eliminación del sistema solo disminuye en un 5%.

Efecto de la temperatura sobre la eficiencia de eliminación del biofiltro. El efecto de la temperatura sobre la eficiencia de eliminación del sistema fue analizado para cada flujo de trabajo. En todos los casos el comportamiento fue el mismo. En la figura 22, se muestra la relación de estos dos parámetros para un flujo gas de 3 l/min.

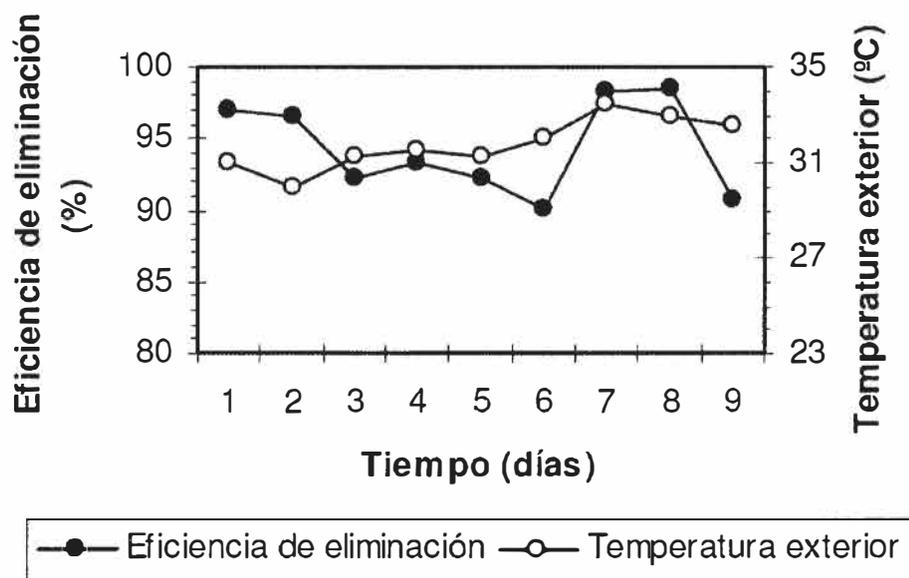


Figura 22: Efecto de la temperatura en la eficiencia de eliminación del sistema

Como se observa en la figura 22, la temperatura afecta en forma inversa a la eficiencia de eliminación del sistema. A medida que la temperatura aumenta se produce una disminución gradual de la eficiencia de eliminación global del sistema. Esta situación se revierte cuando la temperatura decrece. Este comportamiento se puede explicar debido a que, para la mayoría de los gases, el aumento de la temperatura genera una disminución de su solubilidad en fase

acuosa, reduciendo la transferencia del contaminante a la biopelícula y su posterior biodegradación. Por otro lado, para algunos microorganismos, un aumento de la temperatura a la cual alcanzan su máximo desarrollo, genera descoordinación en sus reacciones metabólicas provocando una disminución de su capacidad biodegradadora (Devinny *et al*, 1999).

5.4. Identificación de COV's responsables de la contaminación olfatoria

Los seres humanos evaluamos nuestro entorno a través de nuestros sentidos, adoptando dos comportamientos básicos: aceptación o rechazo. De los cinco sentidos, el sentido del olfato es el más complejo y característico en estructura y organización.

En los orígenes del hombre el sentido del olfato fue una herramienta clave de supervivencia que servía para identificar aguas contaminadas, comida en descomposición, o inclusive parejas compatibles. Hoy en día el olfato no es primordial para nuestra supervivencia, sin embargo se mantiene junto con el sentido de la vista como un factor clave de aceptación o rechazo de nuestro entorno. Este hecho determinado biológicamente es particularmente importante cuando una población esta expuesta a los olores de una instalación industrial. Bajo condiciones desfavorables la población afectada puede llegar a percibir los olores de la planta como un peligro a su salud, ocasionando emociones de descontento tan negativas como cualquier otro problema ambiental.

El proceso que envuelve la problemática de los olores es complejo y difícil de tratar. La lista de factores que están implicados en dicho proceso, incluye desde la calidad y características de las emisiones, factores climatológicos, sociales, económicos y culturales de la comunidad afectada.

Por este motivo, los investigadores han visto la necesidad de encontrar respuestas técnicas que le permitan elegir el camino más efectivo para resolver su problema particular con olores.

El 4 de octubre de 2004, la Asamblea Nobel del Instituto Karolinska hacía pública la concesión del premio Nobel en Fisiología o Medicina conjuntamente al doctor Richard Axel y a la doctora Linda B. Buck, por sus descubrimientos de los

receptores olfatorios y la organización del sistema olfativo. Se ha revelado que el olfato se basa en cerca de 1.000 genes (un 3% del genoma humano) que actúan como receptores olfativos. Gracias a estos genes, los seres humanos pueden reconocer y memorizar aproximadamente 10.000 olores distintos. Cada célula receptora olfativa posee un solo tipo de receptor olfativo y, a su vez, cada receptor puede detectar un número limitado de sustancias olorosas; es decir, cada una de nuestras células receptoras olfativa está altamente especializada para unos pocos olores. También se sabe que el 99% de los estímulos que provocan sensaciones olfativas provienen de sustancias gaseosas. Sin embargo, el conocimiento del compuesto químico causante del olor no proporciona información sobre la intensidad percibida o sobre la calidad del olor, lo cual dificulta a menudo su medición.

En esta sección se detalla más adelante la información sobre los diferentes métodos analíticos para la identificación de COV's olfatorios y además se muestra los resultados de un caso de estudio de una planta de compostaje.

5.4.1. Definiciones del olor

OLOR

Propiedad organoléptica perceptible por el órgano olfativo cuando inspira determinados compuestos volátiles.

Concentración del olor

Es el número de unidades de olor por unidad de volumen. El valor numérico de la concentración del olor, expresado en unidades de olor (ouE/m³) iguala al número de veces que el aire debe ser tratado con aire inodoro para alcanzar el umbral del olor.

Umbral del olor

Es la concentración de una sustancia gaseosa, expresada en µg/m³, que será discernida del aire inodoro por al menos la mitad de las personas. El umbral del olor por definición tiene una concentración de 1 ouE/m³.

5.4.2. Métodos Analíticos

Existen fundamentalmente dos métodos para medir los olores:

a) Métodos físico-químicos

Los métodos físico-químicos son adecuados cuando se conoce cual es el compuesto que genera los olores o cuando se pretende vigilar las emisiones de determinadas instalaciones en continuo para controlar la presencia de escapes de gases asociados a los compuestos olorosos. Este tipo de métodos son en la actualidad poco específicos o poco sensitivos. Entre los principales tenemos:

- Cromatografía de gases
- Detector de Ionización de Flama (FID)
- Nariz electrónica

La ventaja de los métodos químico-físicos es que son relativamente fáciles de realizar, y que identifican cuantitativamente las especies químicas presentes en un olor.

La desventaja de la técnica es que no provee información alguna referente a la molestia que puede generar un olor. La consideración comúnmente usada en este tema es que la contribución de las especies químicas aisladas puede sumarse para obtener la concentración global de olor. Esta consideración es raramente aplicable en la realidad. La presencia o ausencia de una especie química en la mezcla de gases puede potenciar, disminuir, o inclusive cambiar la percepción de un olor por completo.

b) Métodos sensoriales

Hasta hace algunos años, el estudio de la problemática de olores de las actividades industriales, se llevo a cabo mediante criterios subjetivos, realizándose inversiones cuantiosas sobre focos emisores o procesos de la misma sin conocer previamente si el origen del problema se encontraba realmente allí e incluso si las medidas correctoras podrían resultar eficaces para mitigar la causa de generación del olor. Es por ese motivo que los métodos sensoriales llegaron a convertirse en una interesante línea de investigación en cuanto a sus aplicaciones y metodología. Estos métodos son presentados como estándares en la medición de

los olores mientras que no se perfeccionen otros dispositivos de medición de olores tales como las narices electrónicas (UNE-EN 13725, 2005).

La ventaja de las técnicas sensoriales es que proveen información clara sobre como un olor específico es percibido por los humanos. Esto es particularmente útil cuando se desea evaluar el grado de molestias que provoca un olor, o bien para evaluar la efectividad de un equipo de control de olores. Entre los principales tenemos:

- Olfatometría
- Puerto Detector de Olor (ODP)

5.4.3. Descripción de los diferentes métodos analíticos

a) Cromatografía de gases

El Cromatógrafo de gases acoplado con un detector de masas (CG/MS), se considera generalmente como un dispositivo de laboratorio de ahí su limitado uso para análisis en campo. El GC/MS puede ser usado tanto para identificar como para medir la concentración de un gas.

Muestras de aire muy pequeñas se inyectan en una corriente de gas portador (nitrógeno o helio) que pasa a través de la columna de GC/MS. La columna adsorbe y desorbe los compuestos químicos en el aire a diferentes velocidades para separarlos. Después de la separación, el gas portador junto con los compuestos químicos separados pasa por el detector. La señal de salida del detector identifica el compuesto químico y la concentración de este en la muestra (ver figura 23).

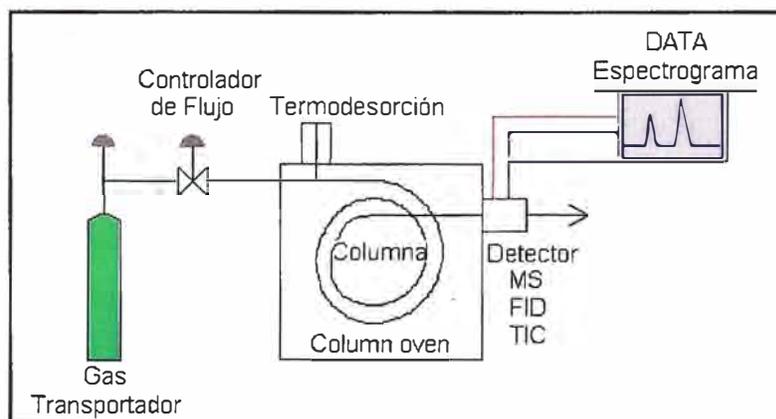


Figura 23: Principio de Operación de un GC-MS

b) Detector de Ionización de Flama (FID)

Se basa en el principio de que los compuestos de carbón orgánico se ionizan fácilmente por medio de una flama de hidrogeno. El detector de ionización de flama (FID), consiste en una cámara de combustión en la cual se inyecta hidrógeno puro de un cilindro de gas presurizado o producido por un generador electrolítico de hidrógeno. Después de la ignición eléctrica, se produce una densidad muy pequeña de iones (valor cero) en ausencia de carbón orgánico en el aire, pero en su presencia se producirá una nube de iones que se extraerá por medio de la aplicación de un campo eléctrico vía electrodos y generando una corriente eléctrica. Los electrodos se colocan cerca de la flama, utilizándose la boquilla de combustión como uno de ellos. La corriente es medida y amplificada y al mismo tiempo compensada con el valor cero. La sensibilidad de estas mediciones dependerá del material de la boquilla de combustión y de la geometría del detector.

c) Nariz electrónica

Es un sistema electrónico con capacidad analítica cuya finalidad es detectar los compuestos orgánicos volátiles (COV's) que forman parte de una muestra olorosa pudiendo de esa forma reconocerla o discriminarla dentro de un conjunto de sustancias olorosas. Estos sistemas imitan de una manera extremadamente simplificada el principio del sistema olfativo de los mamíferos (ver figura 24).

La misión de este instrumento no es analizar cuantitativamente aromas complejos (determinar en qué cantidades se encuentran los compuestos químicos los integran y en qué cantidades se encuentran), sino obtener información cualitativa del conjunto. Las señales emitidas son diferentes según la composición de la fracción volátil de la muestra. Estas señales son procesadas por sistemas quimiométricos que evalúan calidades aromáticas y/o cuantifican determinados compuestos. Para que el instrumento establezca los modelos apropiados para cada aplicación es necesario proporcionar unos patrones previos.

Generalmente, cualquier nariz electrónica va a estar compuesta por tres partes principales: el sistema detector compuesto por la cámara de medida con los

sensores, el sistema de exposición al aroma desde la muestra a analizar hasta los sensores y el sistema electrónico que controla el sistema completo y extrae los parámetros fundamentales de la señal proveniente del sensor, para que puedan ser posteriormente tratados.

Tiene algunas ventajas como método de control de calidad respecto a las técnicas cromatográficas, el tiempo de análisis es de 5 a 10 minutos, el control puede ser continuo y no requiere personal calificado.

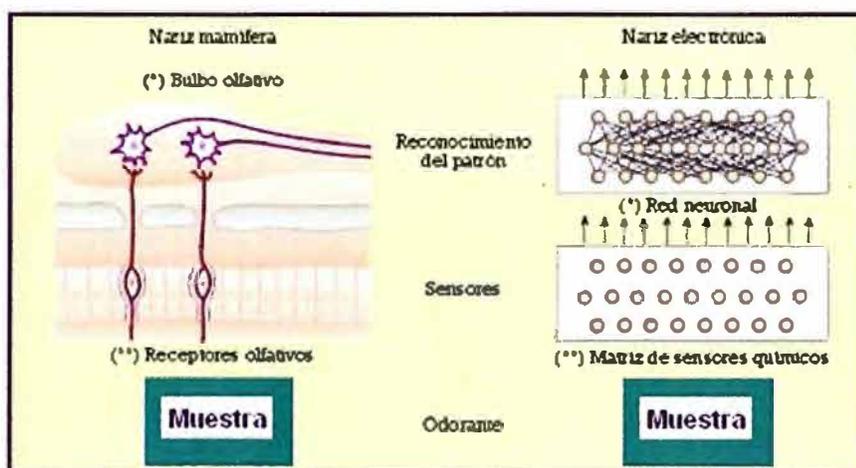


Figura 24: Principio de acción de la nariz electrónica frente a la nariz mamífera
d) Olfatometría

El objetivo de la olfatometría es caracterizar los olores medioambientales relevantes para los seres humanos. Como actualmente no existe un método para simular y predecir satisfactoriamente las respuestas de nuestro sentido del olfato, la nariz humana es el "sensor" más adecuado. Se han desarrollado métodos objetivos para establecer la concentración de olores utilizando evaluadores humanos. Se aplica un estándar europeo a la medición de la concentración de olores: UNE EN 13725:2003, Calidad de aire.

Determinación de la concentración de olores por olfatometría dinámica

La olfatometría utiliza un panel de narices humanas como sensores. La nariz humana puede detectar un olor en concentraciones muy por debajo de los niveles de sensibilidad de los métodos de análisis químicos. En el procedimiento de análisis olfatométrico, se presentan por separado una mezcla olorosa diluida y un gas inodoro (como referencia), a partir de dos salidas de olor diferentes, a un

grupo de seis panelistas simultáneamente. Al comparar los gases emitidos por cada salida, se pide a los panelistas que informen sobre la presencia de un olor, y del nivel de confianza en términos de conjetura, presentimiento o certeza (ver figura 25). La relación del gas diluyente luego se reduce en un factor de dos (por ejemplo, la concentración química se incrementa en un factor de dos). Se pide a los panelistas que repitan su evaluación. Esto continúa durante un número de niveles de dilución. El análisis de las respuestas de los panelistas a lo largo del rango de dilución se utiliza para calcular la concentración del olor en términos de Unidades de olor europeas (ouE/m³). De este modo, a concentración de diferentes olores puede medirse en términos directamente comparables.



Figura 25: Olfatómetro ECOMA T08 y panelistas

Las soluciones a los problemas medioambientales de olores mediante la olfatometría están fuertemente implantadas en diferentes países europeos como Alemania, Holanda, Francia o Inglaterra, existiendo métodos analíticos perfectamente estandarizados y habiéndose establecido legislaciones medioambientales en el campo de la contaminación por olores, utilizando estos métodos para el estudio y control de las emisiones olorosas.

La Olfatometría proporciona principalmente las siguientes ventajas a la hora de analizar los problemas causados y las posibles soluciones a los mismos:

- Permite distinguir qué fuentes son las realmente causantes de la mayor parte de los olores producidos. De esta manera, se pueden descubrir partes de la

instalación que no están funcionando correctamente y actuar sobre el proceso para disminuir y limitar las emisiones.

- Por otra parte, a la hora de plantear inversiones para la eliminación de olores, se conocerá sobre qué fuente se ha de actuar y cuáles son menos relevantes y tienen por tanto, una menor prioridad. Permite en definitiva rentabilizar las inversiones.

- Se puede medir, de una manera objetiva, el rendimiento de los distintos sistemas de eliminación de olores existentes en la instalación.

e) Puerto Detector de Olor (ODP)

Este método analítico viene a ser la sinergia de los métodos fisico-químicos y los sensoriales y es considerado como el método mejor complementado. Consiste en la extracción y separación de moléculas volátiles por cromatografía en fase gaseosa. Estos compuestos se transportan a continuación en paralelo hacia un espectrómetro de masa y una nariz humana.

La espectrometría permite la identificación y la semi-cuantificación de las moléculas. La persona da un descriptor y una intensidad del olor percibido, para finalmente hacer el análisis común de los resultados químicos y sensorios. La puesta en común de los dos enfoques permite la determinación de las zonas sensorias pertinentes y su caracterización molecular. En la figura 26 se muestran los componentes que conforman este método.

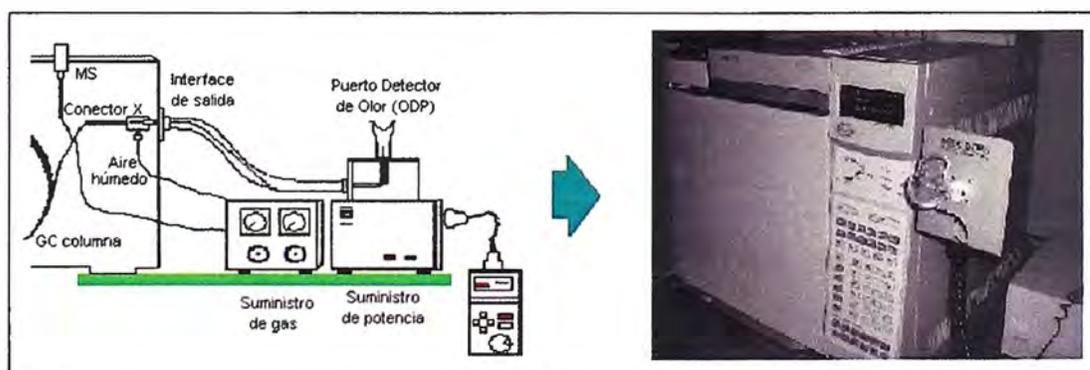


Figura 26: Puerto Detector de Olor

5.4.4 Toma de muestras gaseosas

El proceso de muestreo consiste básicamente en almacenar aire contaminado en bolsas inodoras Tedlar (se prefiere este material), un material especial que no absorbe olor, con el fin de que pueda ser transportado al laboratorio de

olfatometría sin sufrir alteraciones para analizar la concentración de olor de la muestra. El número de muestras que se suelen tomar para el análisis de olores varía entre 5-10 muestras y el tiempo de toma de muestras oscila entre los 30-60 minutos por muestra. De este modo, se debe ser capaz generalmente de tomar todas las muestras necesarias para una instalación determinada en un solo día de trabajo.

Una vez que se han recogido las muestras dentro de las bolsas Tedlar se deben llevar al laboratorio para su análisis en un tiempo que no debe exceder las 30 h (UNE-EN 13725). Este período de tiempo es crítico ya que pueden producirse ciertos procesos fisicoquímicos (p e. adsorción, difusión o transformación química) dentro de la bolsa de Tedlar que pueden dar lugar a una disminución o aumento de la cantidad de olor medida así como de la intensidad y tono hedónico de este.

Los *datos* que se recogen durante el proceso de muestreo son los siguientes:

- Temperatura de la muestra
- Temperatura ambiente
- Humedad relativa de la muestra
- Humedad relativa ambiente
- Presión atmosférica
- Velocidad del flujo de aire de donde se toma la muestra
- Sección del conducto de donde se toma la muestra
- Presión en el interior del conducto

5.4.5. Marco Legislativo sobre contaminación olfatoria en Alemania

- VDI 3881 (2003): Normativa de la Asociación de ingenieros Alemanes para la Olfatometría.
- GIRL (2004): Geruchsimmissions-Richtlinie (Guía Técnica Alemana de Contaminación Olfatoria).
- UNE-EN 13725 (2005) “Calidad del Aire- Determinación de la Concentración de Olor por Olfatometría Dinámica” surgió para cubrir la deficiencia de métodos de medida de los olores.
- Condiciones mínimas derivadas de la Norma VDI 2280

- BAT: Best Available Technology (Mejor Tecnología Disponible) que viene a ser la fase más eficaz de desarrollo de las actividades y de sus modalidades de explotación que demuestre la capacidad práctica de determinadas técnicas para construir, en principio, la base de los valores límite de emisión destinadas a evitar, y si esto no fuera posible, reducir la emisiones y su impacto en el medio ambiente.
- 4. BImSchV: Cuarto Decreto Federal para protección contra Inmisiones y Ordenanzas para instalaciones.

5.4.6. Caso de Estudio: COV's responsables de la contaminación olfatoria en la planta de compostaje de Kirchheim u.T. GmbH

a) Muestreo

Area de Biofiltros: 3 x 400 m²

Caudal de Gas [m³/h]: 120 000

Las muestras se tomaron en dos ocasiones a la entrada y salida de los biofiltros en las bolsas Tedlar (ver figura 27) por medio del aparato de muestreo al vacío de acuerdo a la UNE EN 13725. En el ANEXO A, se muestran algunas fotos del muestreo en la Planta de Kirchheim (ver foto 6, 7 y 8)

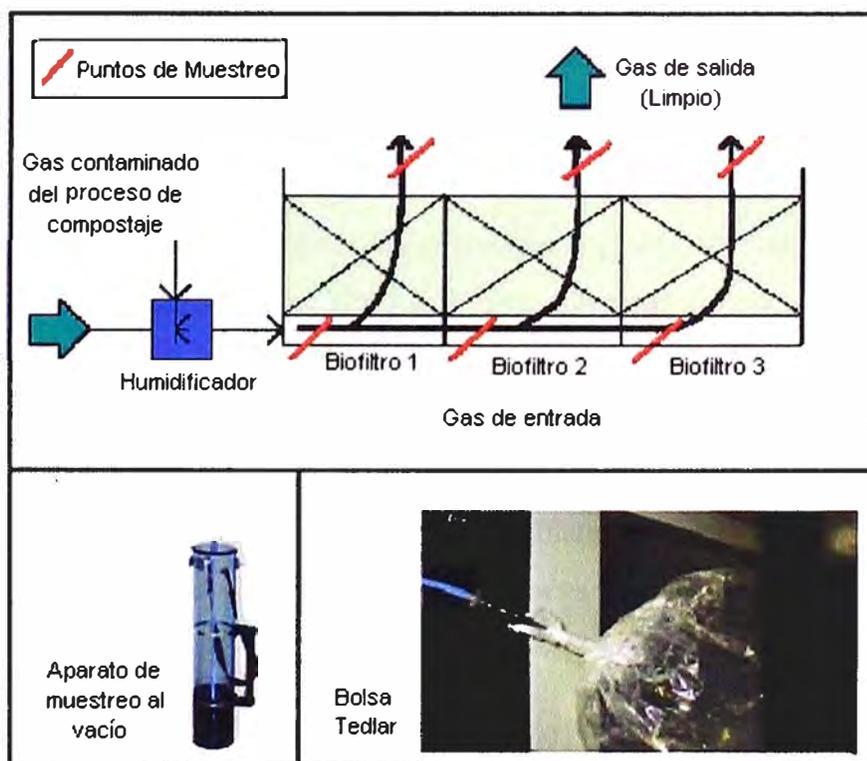


Figura 27: Muestreo

b) Resultados

Se obtuvieron resultados de la medición olfatométrica y del puerto detector de olor.

Medición olfatométrica

A partir de esta medición se evalúa la eficiencia de los biofiltros en la remoción de olores, llegándose a la conclusión de que la planta de Compostje de Kircheim emite compuestos olfatorios, cuya concentración está por debajo de los límites permisibles indicados por la legislación alemana 30. BImSchV y que también cumple con el segundo criterio de funcionamiento de un biofiltro (VDI 3477, 2004) que indica que el olor del gas de entrada no debe ser perceptible en el gas de salida (ver cuadro 12).

Cuadro 12: Resultados de la medición olfatométrica

Muestra	Concentración de Olor en ouE/m ³	
	Gas de entrada	Gas de salida
Biofiltro 1	29200	900
Biofiltro 2	13800	250
Biofiltro 3	46300	950

El olfatómetro usado para la medición olfatométrica ha sido el ECOMA T08. En el ANEXO D, se detalla la información sobre este Olfatómetro y sus características principales.

Medición con Puerto Detector de Olor

En la figura 28, se puede apreciar el espectrograma resultante de una de las muestras del gas de salida del biofiltro 3. Esta figura reveló unos 80 compuestos orgánicos identificados con el detector de espectroscopía de masas (parte superior) y su cuantificación. En la parte inferior se identifica a los compuestos olfatorios detectados por el puerto de olor y su intensidad. Al analizar esta figura mediante superposición de ambos resultados, finalmente se obtiene una lista entre 20 y 30 COV's responsables del olor de la muestra.

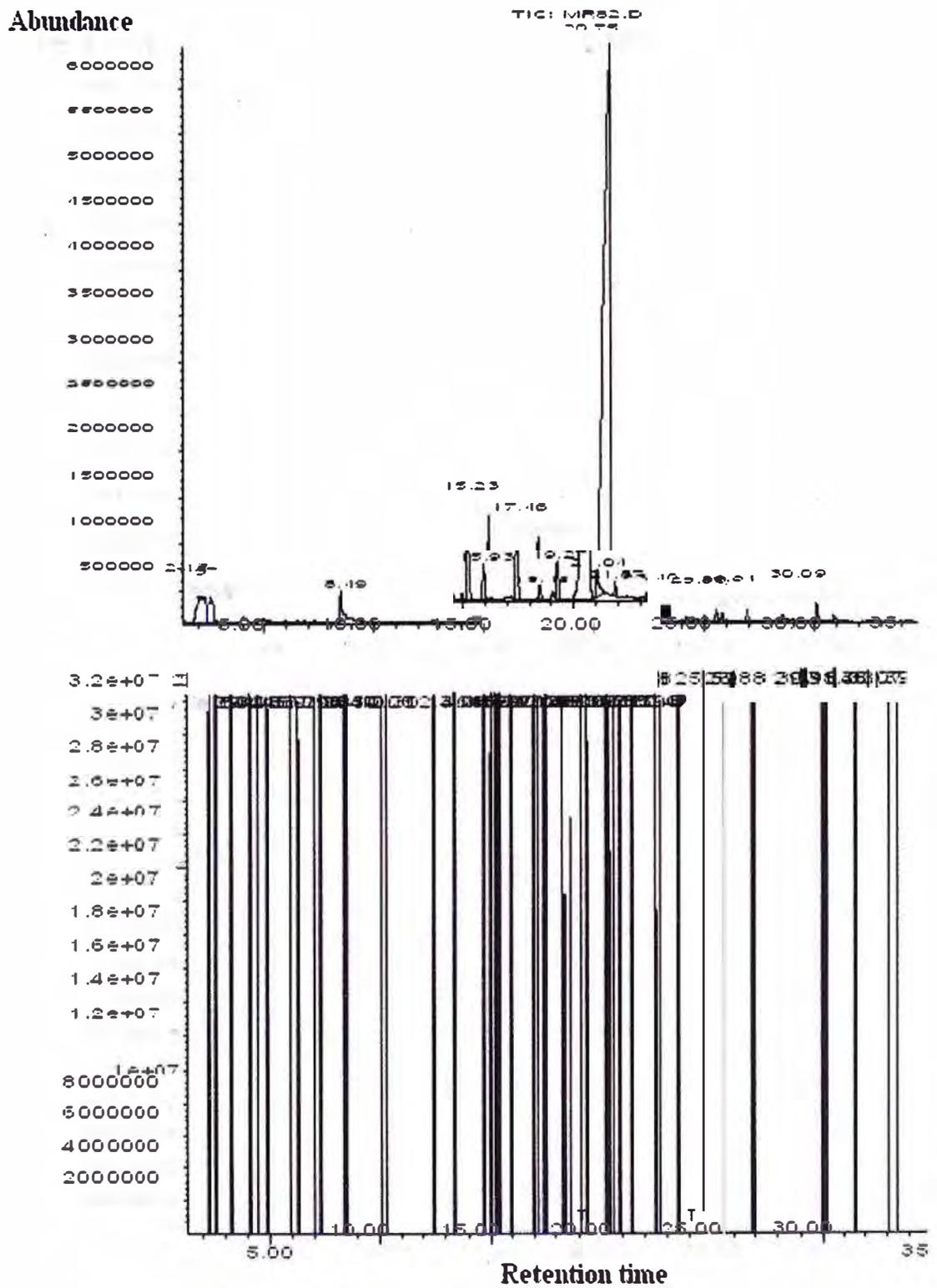


Figura 28: Cromatograma de una muestra de gas de salida del Biofiltro 3

Adicionalmente al cromatograma se hizo el registro del grado de percepción de los compuestos olfatorios detectados por un a persona (ver cuadro13).

Cuadro 13: Grado de percepción de los compuestos olfatorios

	Compuestos olfatorios	Grado de Percepción
		Biofiltro 3
Gas de Salida	2-Butanone	--
	N,2-Dimethyl-Formamide	Claro
	Acetone	--
	Dimethyl Disulphide	Claro
	2-Methyl-1,3-Dioxolane	Claro
	Heptane	Poco perceptible
	a-Pinene	Muy claro
	b-Pinene	Claro
	Toluene	--
	Camphene	Poco perceptible
	3-Carene	Claro
	Limonene	Muy claro
	Benzyl Alcohol	Muy claro
	Benzaldehydo	Poco perceptible
	4-Methyl-alpha-Methylstyrene	Poco perceptible
	Limonene Oxide	Claro
	O-Methyl Acetophenone	--
	Carvone	Claro
Acetophenone	Claro	
Tetradecane	--	

La figura 29, muestra el porcentaje de cada compuesto olfatorio presente en el gas de entrada al biofiltro 3 como en el de salida a este mismo biofiltro.

En el ANEXO E, se detallan el resultado de las otras muestras así como información de los COV's responsables de la contaminación olfatoria en la Planta de Compostaje de Kirchheim (ver cuadros 16, 17 y 18), además de las estructura químicas de los compuestos Olfatorios identificados (ver figuras 31, 32 y 33).

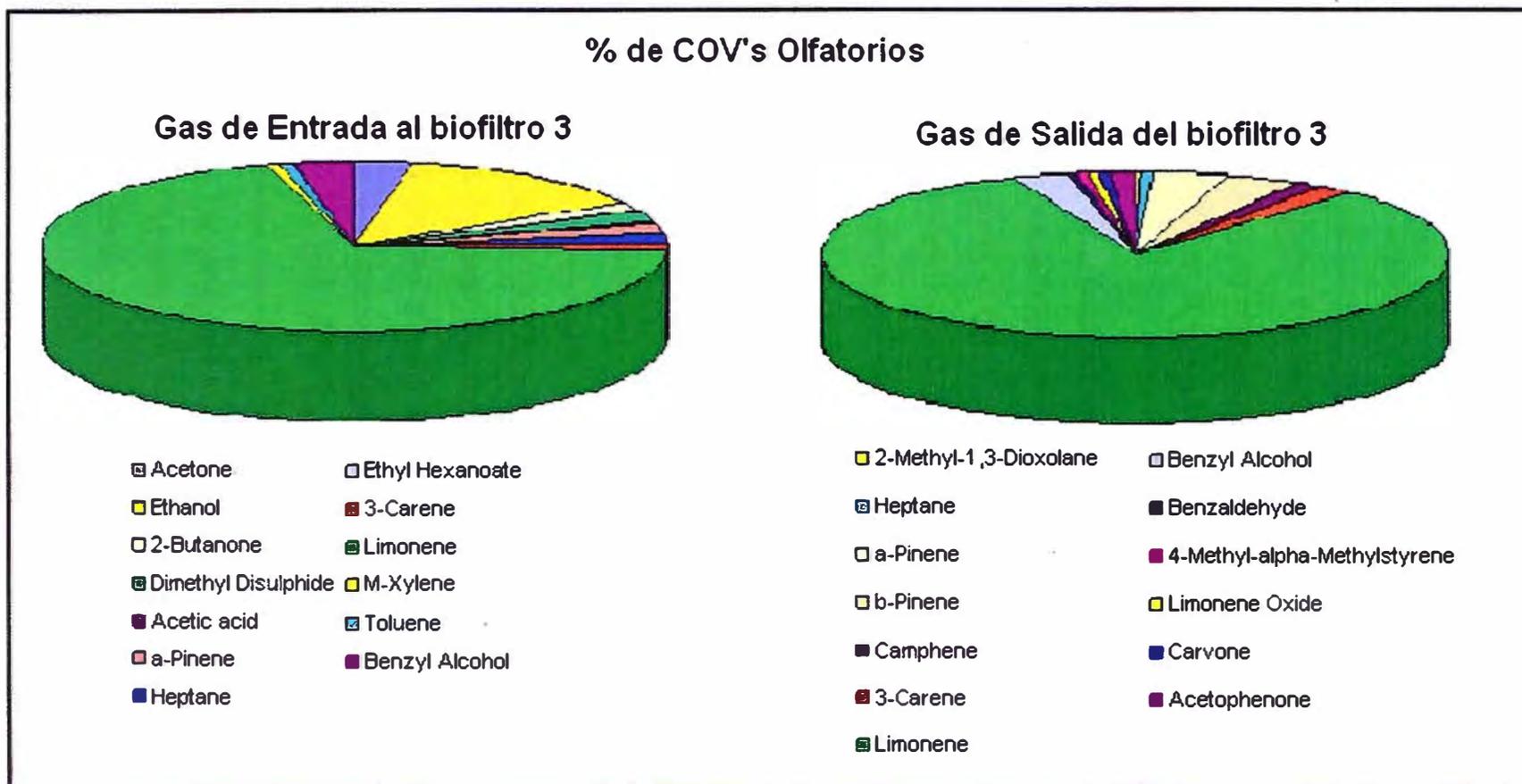


Figura 29: Porcentaje de los COV's olfatorios presentes en el gas de entrada y de salida del Biofiltro 3

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El sistema de biofiltración utilizado en este estudio es altamente eficaz para el tratamiento de aire contaminado con tolueno, alcanzando valores que superan el 93% de degradación de tolueno, para flujos de gas de hasta 6l/min.

El sistema presenta una alta flexibilidad frente a cambios bruscos en sus condiciones de operación. Esto se demuestra ya que frente a cambios de un 600% del flujo de gas a tratar, la eficiencia de eliminación decae sólo en un 15%; y para cambios de un 40% en la concentración de tolueno de entrada, la eficiencia decrece en un 5%.

La eficiencia de eliminación del sistema depende directamente del flujo de trabajo, debido al cambio en la variación del tiempo de residencia de la fase gaseosa en el bioreactor el que condiciona la transferencia del contaminante a la biopelícula para su posterior biodegradación.

La concentración de tolueno de entrada al bioreactor es otro factor que influye en la eficiencia de eliminación del sistema, debido a que al disminuir este parámetro se produce un menor gradiente de concentración entre la fase gaseosa y la biopelícula, disminuyendo la transferencia del contaminante y, por lo tanto, la actividad microbiana al interior del biofiltro.

La eficiencia de eliminación del biofiltro se ve negativamente afectada por el aumento de la temperatura del sistema, debido a que la solubilidad del contaminante en la biopelícula disminuye y, por lo tanto, disminuye la actividad microbiana, produciéndose una menor degradación del contaminante.

La caída de presión se ve afectada por el contenido de humedad del lecho filtrante. El exceso de humedad genera aumento de este parámetro provocando problemas de taponamiento en el lecho.

Los compuestos olfatorios de las plantas de compostaje consisten a menudo cerca de cientos de componentes, cuya naturaleza del material no puede ser aclarada siempre. Además, por los resultados se concluye que los componentes principales cuantificados por métodos analíticos físico-químicos no representan a aquellos compuestos olfatorios de mayor concentración de olor. La mezcla de

estos componentes puede rendir un olor único que difiere de los componentes individuales.

Un análisis olfatométrico permite la medición objetiva de la concentración de olor tal y como es percibida por el olfato humano, ya que los sensores utilizados son personas. La Norma UNE-EN-13725 define y normaliza dicho análisis, así como la toma de muestras y la cuantificación de la concentración de olor.

La identificación y cuantificación de las fuentes de olor. La objetivación de los parámetros característicos del olor -la concentración de olor (ouE/m^3), principalmente, y la intensidad y el tono hedónico- constituye la base para analizar el impacto ocasionado en el entorno y para la propuesta de medidas correctoras.

El análisis sensorial identifica las causas de emisión de cada actividad con la finalidad de aportar posibilidades de reducción de las principales emisiones, a través de registros de episodios de olor, control de las operaciones diarias, comparación de procedimientos operativos, control y/o determinación, investigación de la eficiencia de los sistemas de control/ minimización de los olores etc. e indicando la mejor tecnología disponible para cada tipo de proceso.

Un nuevo enfoque en este campo, viene a ser la prevención de posibles fuentes de emisión de olores mediante el modelamiento del impacto de una actividad en una zona, en donde se cuantifica el impacto ocasionado por los olores emitidos por determinada actividad en los alrededores de las instalaciones del foco emisor. A partir de la aplicación de los modelos específicos de dispersión de olores es posible evaluar a las zonas más afectadas respecto a los niveles de olor y su frecuencia.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- AMLINGER F., HILDEBRANDT U., PEYR S., CLEMENS J. “Stand der Technik der Kompostierung” (Estado del Arte del Compostaje). Richtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft BMLFUW. Austria. 2005.
- BIBEAU G. “Effects of Gas Flow Rate and Inlet Concentration on Vapors Biofiltration”. Chemical Engineering Journal. Vol. 76 (3). Pág.209-221. 2001.
- BINNER E., GRASSINGER D., HUMER M. “Composting conditions preventing the development of odorous compounds”. Microbiology and Composting- Springer Verlag. Pág. 551-560. 2002.
30. BImSchV: “30. Decreto Federal para Plantas de tratamiento biológico de Residuos Sólidos”. Bundesgesetzblatt Parte 1. No. 10.Pág. 305-324. Alemania. 2001.
- BONN W. “Charakteristik fester Abfälle im Hinblick auf ihre biologische Zersetzung” (Características de los desechos sólidos concerniente su biodegradación). Müllhandbuch Erich Schmidt- Verlag Berlin, Alemania. 1992.
- BONNIN M. “Biofiltergerüche und ihre Reichweite”(Reducción de Olor por Biofiltración). Biological Waste Gas Cleaning Proceedings of an International Symposium in Maastricht. VDI Verlag. Alemania. 1998.
- BÖRJESSON G., SUNDH I., TUNLID A., FROSTEGARD A., SVENSSON B. “Microbial oxidation of CH₄ at high partial pressures in an organic landfill cover soil under different moisture regimes”. FEMS Microbiology Ecology. Vol. 26. Pág. 207-217. 2000.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: “Grundlagen zur Beurteilung von Geruchsproblemen” (Fundamentos de Evaluación del Impacto de Olores). Alemania. 1989.
- DESHUSSES M. “Biofiltration of High Loads of Ethyl Acetate in the Presence of Toluene”. Lewis Publishers. 1999.
- DEVINNY U. “Eigenkompostierung von Hausgartenabfällen” (Compostaje individual de desechos biológicos). Müllhandbuch Erich Schmidt-Verlag Berlin, Alemania. 1999.

- EDELMANN W., SCHLEISS K. "Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe" (Comparación ecológica, energética y económica de procesos de fermentación, compostaje e incineración de Residuos Sólidos). Bundesamt für Energie BFE, Bundesamt für Umwelt und Wald und Landschaft BUWAL und Arbeitsgemeinschaft Bioenergie GMBH. Alemania. 2001.
- ENGESSER K., PLAGGEMEIER T. "Microbiological Aspects of Biological Waste Gas Purification". *Biotechnology Journal*. Vol .11, Wiley-VCH Verlag GmbH. Pág. 274-302. Alemania. 2003.
- ERGAS M. "Technische Einrichtungen für Anlagen der biologischen Abfallbehandlung" (Instalaciones Técnicas para Plantas de Tratamiento Biológico de Desechos Sólidos). Müllhandbuch Erich Schmidt- Verlag Berlin, Alemania. 1998.
- GOSTOMSKI P., SISSON J., CHERRY R. "Water content dynamics in biofiltration: the role of humidity and microbial heat generation". *Air Waste Manage Association Journal*. Vol. 47. Pág. 93-97. 2000.
- GROENESTIJN W. "Integration der Anaerobtechnik in Gesamtkonzepte der biologischen Abfallbehandlung" (Integración del proceso anaeróbico dentro del concepto general de tratamiento de Residuos Sólidos). *Biologische Abfallbehandlung*. Vol. 25. Pág. 541-570. Baeza Verlag, Alemania. 1998.
- HUMER M., LECHNER P. "Compost covers as a measure for minimisation of methane emissions and leachate from landfills. Proceedings". *ORBIT* 2001. Pág. 187-192. España. 2001.
- JÄGER B. "Die hauptsächlichen Verfahren der Kompostierung" (Los Métodos Principales del Compostaje). Müllhandbuch Erich Schmidt- Verlag Berlin, Alemania. 1998.
- JAGER J., KUCHTA K., ECKRICH C., REINHARDT T., KIRSCH S. "Geruchsemissionen bei der Kompostierung" (Emisiones olfatorias durante el compostaje). Müllhandbuch Erich Schmidt- Verlag Berlin, Alemania. 1995.
- LAGA Merkblatt M 10 "Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Compost" (Criterios de Calidad y Recomendaciones de Uso para el Compost). Alemania. 2003.
- LESON G., WINER A. "Biofiltration: an innovative air pollution technology for VOC emissions". *AMA Journal*. No. 41. Pág.1045-1054. 2000.

- LEVIN K. "Biological Trickle-Bed Reactor Removing Toluene from Contaminated Air". *Biotechnol. Bioeng.* Vol. 50 (1). Pág.91 – 97. 1999.
- LIEBSCHER, H. "Aktuelles und Informatives von der VOC- Gesetzgebung in Europa". *Emissions Journal*. No. 44. Pág. 8-10. Alemania. 2000.
- MICHELSSEN J. "Einfluss der Betriebsführung auf die Emissioncharakteristik einer Kompostanlage" (Parámetros de operación responsables de la emisión en plantas de compostaje). *Bioabfallkompostierung- Neue Entwicklungen und Lösungsmöglichkeiten zur Reduzierung von Geruchsemissionen*, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Alemania. 2000.
- MÜSKEN J. "Bemessungsgrößen zur Erstellung von Emissionsprognosen für Geruchsstoffe aus Kompostierungsanlagen für Bioabfälle" (Prognosis y cuantificación de compuestos olfatorios del proceso de Compostaje). *Studienreihe Abfall Now No. 20*. Verlag ABFALL NOW. Alemania. 2000.
- O'LEARY S. "Biofiltration a Primer". *Environmental Protection Agency Report*. No. 4. Pág. 39-52. 2002.
- OTTENGRAF S., VAN DEN OEVER A. "Kinetics of organic compounds removal from waste gases with a biological filter". *Biotechnol Bioeng.* Vol. 23. Pág. 3089-3102. 1995.
- REISER M., TERREL Gutierrez M. "Análisis Sensorial de COV's característicos de una Planta de Compostaje". *Asociación de Ingenieros de Alemania (VDI). Reporte No. 1885*. Pág. 133-169. VDI-Verlag Düsseldorf. Alemania. 2005.
- SCHMIDT D., JANNI K., NICOLAI R. "Biofilter design information". *Extension Paper BAEU 18*. USA. 2004.
- SCHÖN M., HÜBNER R. "Geruch: Messung und Beseitigung" (Olor: Medición y Tratamiento). *Buchverlag*, Alemania. 2000.
- SEMPLE K.T., REID B.J. and FERMOR T.R. "Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants". *Environmental Pollution*. Elsevier. No. 112. Pág. 269-283. 2001.
- UNE-EN 13725: "Norma Europea de la Calidad del Aire y Determinación de la concentración de Olor por Olfactometría Dinámica". *Comité europeo de Normalización CEN*. Bélgica. 2005.

- VAN LITH C., LESON G., MICHELSEN R. "Evaluating design options for biofilters". Air Waste Manage Association Journal. Vol. 47. Pág.37-48. 2002.
- VDI-Richtlinie 3477: "Guía Técnica Alemana de Tratamiento Biológico de gases de salida: Biofiltración". Beuth Verlag GmbH. Alemania. 1999.
- VDI-Richtlinie 3881: "Parte 1-2. Guía Técnica Alemana de Olfactometría y caracterización del Olor". Beuth Verlag GMBH. Alemania. 2003.
- VLADIMIR H., BIBEAU L., VIEL G., HEITZ M. "Abluftaufbereitung mit Biofilteranlagen" (Tratamiento del aire contaminado con filtros biológicos). Müllhandbuch Erich Schmidt- Verlag Berlín. Alemania. 2002.

ANEXOS**ANEXO A: Fotos de la Planta de Compostaje de Kirchheim****Foto 3: Entrada a la Planta de Kirchheim****Foto 4: Ingreso de residuos y pre-acondicionamiento**



Foto 5: Compostaje mecanizado de las pilas



Foto 6: Toma de muestra a la entrada a los biofiltros



Foto 7: Toma de muestra a la salida de los Biofiltros



Foto 8: Colección de muestras



Foto 9: Compost final



Foto 10: Compost clasificado

ANEXO B: Contaminación del suelo y Calidad del compost clasificado

Contaminación del suelo

En el cuadro 14 se muestran las diferentes emisiones generadas en cada una de las principales etapas del proceso de compostaje, y a su vez hace énfasis en que la contaminación del suelo con metales pesados y sustancias tóxicas depende mucho de la etapa final del proceso (Amliger *et al*, 2005).

Cuadro 14: Emisiones relevantes en el proceso de compostaje

Etapas del proceso De Compostaje	Emisiones		
	Agua	Suelo	Aire
Recepción	lodos	Ningún	Olor, ruido, polvo y bacterias
Pre-acondicionamiento	lodos	Ningún	Olor, ruido, polvo y bacterias
Degradación	Lodos y condensado	Ningún	Olor, ruido, polvo y bacterias
Acondicionamiento del Producto final	Ningún	Metales pesados y sustancias tóxicas	Olor, ruido, polvo y bacterias

Calidad del compost

Las 3 clases de compost tienen máximos límites permisibles respecto a metales pesados según la Ordenanza Alemana sobre Criterios de Calidad y Recomendaciones de Uso para el Compost (LAGA Merkblatt M10, 2003).

Cuadro 15: Límites máximos permisibles de metales pesados en el compost clasificado

Compost Clasificado	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	[mg kg ⁻¹ material seco]						
<i>Clase A+ → huertos orgánicos</i>	0.7	70	70	0.4	25	45	200
<i>Clase A → agricultura</i>	1	70	150	0.7	60	120	500
<i>Clase B → recuperación de suelos, remediación</i>	3	70	400/ 500*	3	100	200	1200/ 1800*

* Guía/ valor límite para Cu y Zn; si estos valores son excedidos, tiene que indicarse en las especificaciones del compost clasificado.

ANEXO C: Biofiltro Piloto del Instituto de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Stuttgart



Foto 11: Biofiltro Piloto (Bioreactor)

ANEXO D: Información sobre el Olfatómetro ECOMA T08

La compañía ECOMA (Emissionsmesstechnik und Consult Mannebeck GmbH) comenzó en 1973 con el modelo T04 y desde entonces se han desarrollado diferentes modelos. El último de ellos es el T08. La principal diferencia entre estos dos modelos es que hasta el T07, estos funcionaron manualmente con una válvula de aguja, por lo que es el operador del olfatómetro tenía que especificar la dilución. En contraste, en el T08 este proceso está completamente automatizado con un ordenador por lo que el propio operador puede participar en la medida.

Las características principales del T08 son:

- Sistema de dilución completamente automático (el operador puede tomar parte en la medida)
- Calentamiento del sistema de dilución para limpieza.
- Flujo a volumen constante en cualquier paso de la dilución
- Programa informático que controla el dispositivo y evalúa los datos
- Completo registro de datos
- Presentación de los resultados inmediata para cada uno de los panelistas
- La medida con 1, 3 o 4 miembros del panel de olores es posible (ver figura 30).

- Bajo consumo de aire y ruido reducido
- Baja probabilidad de contaminación por el uso de amplias funciones de enjuague
- Amplio espacio para los panelistas
- Simple y fácil de transportar

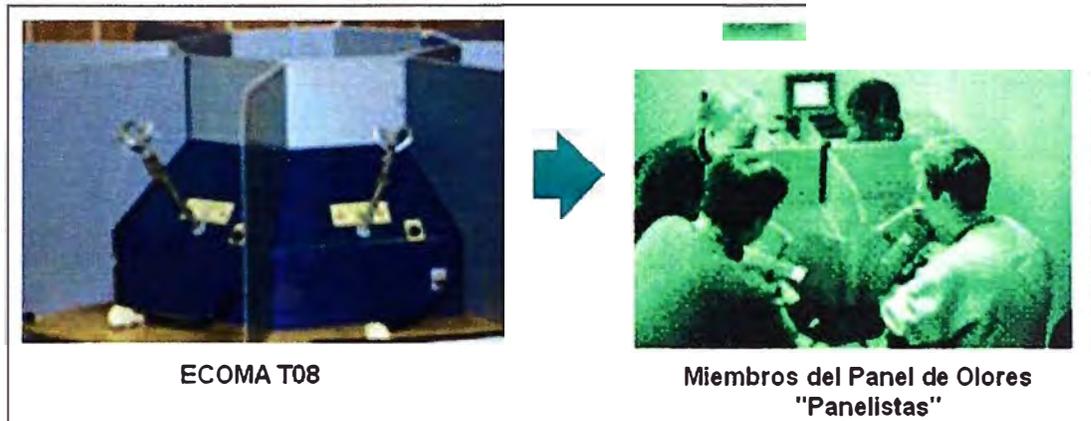


Figura 30: Olfatómetro ECOMA T08 y 4 miembros del panel de olores

ANEXO E: Resultados del Caso de Estudio sobre identificación de COV's responsables de la contaminación olfatoria en una planta de compostaje

Planta de Compostaje: Kirchheim u.T. GmbH (Febrero 2005)

Cuadro 16: Grado de percepción de los compuestos olfatorios del gas de entrada al Biofiltro 3

Gas de Entrada	Compuestos Olfatorios	Grado de Percepción	% Area
		Acetone	Very clear
	Ethanol	Little	14,35
	2-Butanone	clear	1,83
	Dimethyl Disulphide	Very clear	2,21
	Acetic acid	clear	0,44
	a-Pinene	clear	2,00
	Heptane	clear	1,69
	3-Carene	clear	1,04
	Limonene	veryclear	73,67
	M-Xylene	Little	0,63
	Toluene	clear	0,77
	Benzyl Alcohol	Little	3,30

Cuadro 17: Grado de percepción de los compuestos olfatorios en los gases de salida de los diferentes biofiltros

	Compuestos Olfatorios	Grado de Percepción		
		Biofiltro 1	Biofiltro 2	Biofiltro 3
Gas de Salida	2-Butanone	--	clear	--
	N,2-Dimethyl-Formamide	clear	little	Clear
	Acetone	clear	clear	--
	Dimethyl Disulphide	clear	clear	Clear
	2-Methyl-1,3-Dioxolane	--	little	Clear
	Heptane	--	--	Little
	a-Pinene	little	clear	very clear
	b-Pinene	little	--	Clear
	Toluene	--	clear	--
	Camphene	clear	little	Little
	3-Carene	clear	clear	Clear
	Limonene	very clear	very clear	very clear
	Benzyl Alcohol	clear	clear	very clear
	Benzaldehyde	clear	little	Little
	4-Methyl-alpha-Methylstyrene	little	little	Little
	Limonene Oxide	--	clear	Clear
	O-Methyl Acetophenone	--	little	--
	Carvone	clear	clear	Clear
	Acetophenone	--	--	Clear
Tetradecane	--	little	--	

Cuadro 18: Información sobre los compuestos responsables de la contaminación olfatoria en la Planta de Compostaje de Kirchheim

Nombre	Número CAS	Tiempo de retención (min)	Fórmula	Peso Molecular
Compuestos Olfatorios comunes tanto a la Entrada como a la Salida de los Biofiltros				
2-Butanone	78-93-3	3,23	C ₄ H ₈ O	72
Acetone	67-64-1	2,57	C ₃ H ₆ O	58
Dimethyl Disulfide	624-92-0	6,24	C ₂ H ₆ S ₂	94
Heptane	142-82-5	4,97	C ₇ H ₁₆	100
a-Pinene	80-56-8	15,21	C ₁₀ H ₁₆	136
3-Carene	13466-78-9	19,25	C ₁₀ H ₁₆	136
Limonene	138-86-3	20,55	C ₁₀ H ₁₆	136
Benzyl alcohol	100-51-6	21,17	C ₇ H ₈ O	108
Toluene	108-88-3	7,21	C ₇ H ₈	92
Compuestos Olfatorios a la Entrada de los Biofiltros				
Ethanol	64-17-5	2,42	C ₂ H ₆ O	46
Acetic Acid	64-19-7	4,67	C ₂ H ₄ O ₂	60
M-Xylene	106-42-3	11,98	C ₈ H ₁₀	106
Hexanoic Acid Ethyl Ester	123-66-0	18,81	C ₈ H ₁₆ O ₂	144
Compuestos Olfatorios a la Salida de los Biofiltros				
N,2-Dimethyl-Formamide(DMF)	68-12-2	8,6	C ₃ H ₇ NO	73
2-Methyl-1,3-Dioxolane	497-26-7	4,02	C ₄ H ₈ O ₂	88
b-Pinene	127-91-3	17,45	C ₁₀ H ₁₆	136
Camphene	79-92-5	15,93	C ₁₀ H ₁₆	136
Benzaldehyde	100-52-7	16,97	C ₇ H ₆ O	106
4-Methyl-alpha-Methylstyrene	1195-32-0	23,4	C ₁₀ H ₁₂	132
Limonene oxide (1,8-Cineole)	470-82-6	25,8	C ₁₀ H ₁₈ O	154
0-Methylacetophenone	577-16-2	28,4	C ₉ H ₁₀ O	134
Carvone	2244-16-8	30,88	C ₁₀ H ₁₄ O	150
Acetophenone	98-86-2	22,37	C ₈ H ₈ O	120
Tetradecane	629-59-4	37,63	C ₁₄ H ₃₀	198

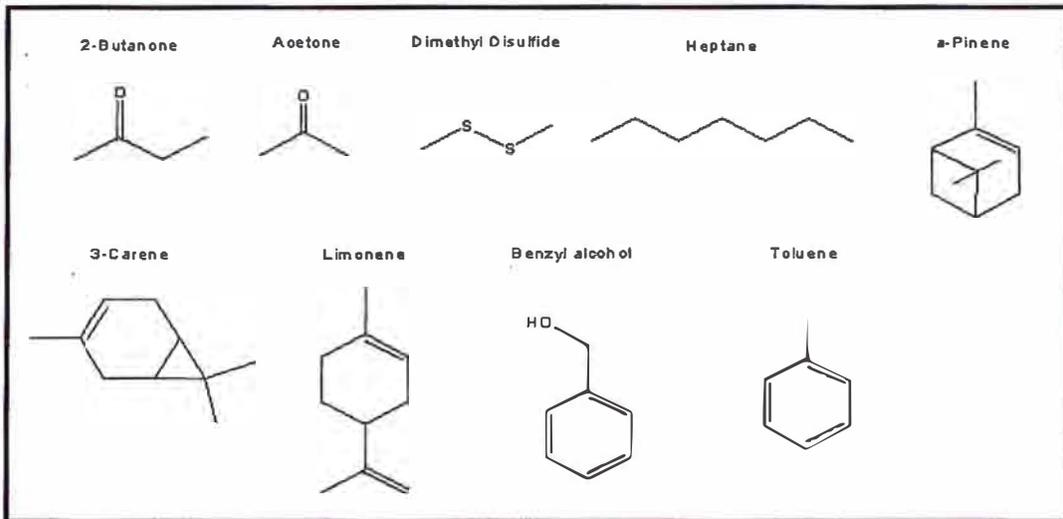


Figura 31: Estructura química de los compuestos olfatorios comunes tanto en la entrada como en la salida de los biofiltros

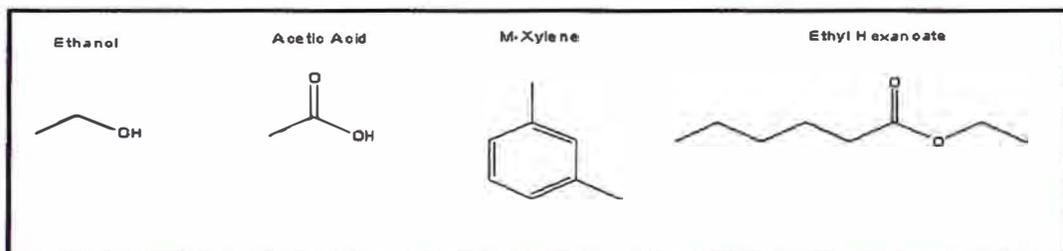


Figura 32: Estructura química de los compuestos olfatorios a la entrada de los biofiltros y han sido eliminados

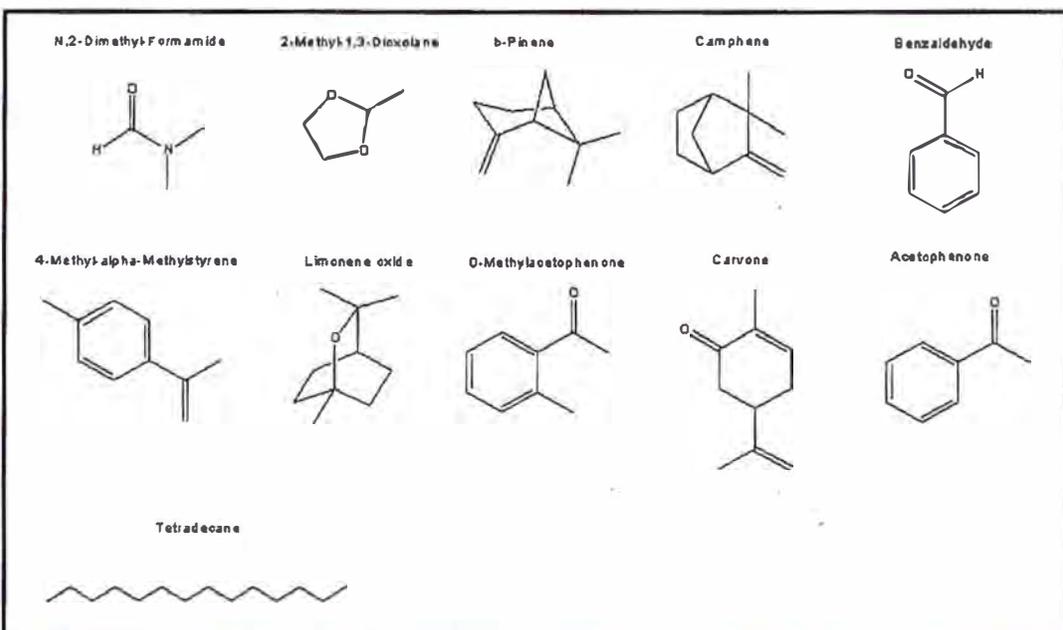


Figura 33: Estructura química de los compuestos olfatorios comunes a la salida de los biofiltros que han sido generados producto de la degradación biológica