



**ELIMINACIÓN DE VAPORES DE XILENO PRESENTES EN UNA
CORRIENTE DE GAS EN UN BIOFILTRO PERCOLADOR**

UBALDO FILLOL AGUDELO PAZ

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSGRADO EN INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL
CALI-COLOMBIA
2015**



**ELIMINACIÓN DE VAPORES DE XILENO PRESENTES EN UNA
CORRIENTE DE GAS EN UN BIOFILTRO PERCOLADOR**

UBALDO FILLOL AGUDELO PAZ

**GRUPO DE INVESTIGACIÓN
ESTUDIO Y CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL (ECCA)**

**TESIS PRESENTADA PARA OPTAR EL GRADO
MAESTRÍA EN INGENIERÍA
ÁREA DE ÉNFASIS INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL**

**DIRECTOR
Ing. MSc. JUAN PABLO SILVA VINASCO PhD. (C).**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSGRADO EN INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL
CALI-COLOMBIA
2015**

AGRADECIMIENTOS

Le agradezco a Dios por haberme acompañado y guiado a lo largo de este proyecto.

Me gustaría expresar mi más profundo y sincero agradecimiento a todas aquellas personas que con su ayuda han colaborado en la realización del presente trabajo de investigación en especial al Profesor Ing. MSc. Juan Pablo Silva Vinasco, director de esta investigación, por la orientación, el seguimiento y la supervisión continua de la misma, pero sobre todo por la motivación y el apoyo recibido a lo largo de este proceso.

También me gustaría agradecerle al Ing. MSc. Francisco Javier Caicedo Messa por el apoyo incondicional brindado a este trabajo, por su tiempo y amistad.

Me gustaría extender los agradecimientos al Ing. Daniel Eugenio Melo, por su valiosa contribución a este trabajo y sobre todo su apoyo personal.

Quisiera hacer extensiva mi gratitud a mis compañeros del curso del postgrado a docentes y personal administrativo de la Universidad del Valle que de alguna u otra manera contribuyeron para que este proyecto se llevara a cabo.

A mi familia, mi madre y mi hermana, porque mis éxitos son sus éxitos. Gracias por todo, sin ustedes, hoy no estaría escribiendo estas líneas y en especial a mi padre que aunque ya no se encuentre con nosotros, siempre estará presente en mi corazón, por haber creído en mí hasta el último momento. ¡Ya soy Master en Ingeniería!

Por último y de manera muy especial quiero agradecer a mi reina Vivian Lorena, mi fiel e incondicional compañera, por su amor, apoyo e inagotable paciencia.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	10
2. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN.....	11
3. OBJETIVOS	14
3.1 Objetivo General	14
3.2 Objetivos Específicos.....	14
4. MARCO TEÓRICO.....	15
4.1 Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs).....	15
4.2 El xileno, propiedades físicas y químicas	15
4.3 Tecnologías para el tratamiento de las emisiones de COVs.....	16
4.4 Sistemas de Tratamiento Biológico de Gases	18
4.5 Biofiltro Percolador (BTF).....	20
4.5.1 Características del material de soporte.....	21
4.5.2 Microorganismos.....	22
4.6 Parámetros de rendimiento.....	22
4.7 Parámetros de Operación	23
4.7.1 Velocidad de flujo de la fase gaseosa y el tiempo de residencia.....	23
4.7.2 Influencia de la concentración de entrada	23
4.7.3 Efecto de la temperatura.....	24
4.7.4 Efecto en el contenido de biomasa	24
4.7.5 Contenido de humedad.....	25
4.7.6 Efecto del pH.....	25
4.7.7 Contenido de nutrientes.....	26
4.7.8 Líquido recirculante	26
4.7.9 Caída de presión	27
5. METODOLOGÍA	28
5.1 Localización del Experimento.....	28
5.2 Descripción de la Unidad Experimental.....	28
5.2.1 Sistema de generación de aire contaminado con vapores de xileno.....	28
5.2.2 Sistema de biodegradación.....	28
5.3 Nutrientes	32
5.4 Secuencia de Experimentación.....	33
5.4.1 Selección del inóculo	33
5.4.2 Descripción del sistema de adaptación de microorganismos	33
5.4.3 Período de Adaptación del inóculo	34
5.4.4 Proceso de Inoculación.....	34
5.5 Operación de los BTF's.....	35
5.6 Descripción de los Métodos Analíticos.....	36
6. RESULTADOS Y ANÁLISIS	38
6.1 Adaptación del Inóculo	38
6.1.1 Crecimiento de la población microbiana.....	38
6.1.2 Comportamiento de la biomasa y el sustrato.....	39
6.1.3 Comportamiento del pH en la aclimatación	40
6.2 Influencia del comportamiento de las concentraciones afluentes (Ca) con respecto a las concentraciones efluentes (Ce).....	40
6.2.1 Eficiencia de Eliminación (ER).....	43
6.2.2 Capacidad de eliminación (CE).....	44
6.2.3 Caída de presión	46
6.2.4 Variación del pH	49
6.2.5 Temperatura	50
7. CONCLUSIONES	51
8. RECOMENDACIONES	52
BIBLIOGRAFÍA.....	53

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Características físicas y químicas de los isómeros del xileno.	16
Tabla 2. Principales Características de Tecnologías de Tratamiento de Gases.	17
Tabla 3. Características Técnicas de los BFL, BTF y Biolavadores.	18
Tabla 4. Características de algunos BTF's para el tratamiento de xileno.	19
Tabla 5. BTF, Ventajas y Limitaciones.	20
Tabla 6. Ventajas y Desventajas de los materiales de soporte típicos empleados en BTF's.	21
Tabla 7. Definición de parámetros de rendimiento de un BTF.	22
Tabla 8. Comparación de las diferentes estrategias de control de biomasa.	24
Tabla 9. Propiedades de los Materiales de Soporte (Ver Anexo 3).	30
Tabla 10. Solución de macronutrientes	32
Tabla 11. Elementos traza (solución mineral).	33
Tabla 12. Características de los BTF's y condiciones de operación.	35
Tabla 13. Variables de la Unidad Experimental.	35
Tabla 14. Caudales de operación para la planta.	36
Tabla 15. Equipos y frecuencias de medición.	37
Tabla 16. Capacidades de Eliminación BTF's 1 y 2	44
Tabla 17. Condiciones de operación y Capacidades de Eliminación Máxima para xileno.	46
Tabla 18. Resumen variables de respuesta en la experimentación.	50
Tabla 19. Patrones para curva de calibración.	65
Tabla 20. Datos experimentales obtenidos en el BTF 1.	69
Tabla 21. Datos experimentales obtenidos en el BTF 2.	71

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Límites de aplicación de las tecnologías de tratamiento de gases	18
Figura 2. Esquema de un BTF.....	20
Figura 3. Nutrientes utilizados por microorganismos.	26
Figura 4 Material de Soporte – Esponja porosa de poliuretano	29
Figura 5 Material de Soporte Anillos de plástico de polipropileno.....	29
Figura 6. Esquema planta escala banco.....	31
Figura 7. Esquema platos distribuidores.	32
Figura 8. Secuencia de la experimentación.	33
Figura 9. Sistema de adaptación de microorganismos.	34
Figura 10. Comportamiento de la concentración de biomasa en los reactores.....	38
Figura 11. Comportamiento Biomasa (SSV) y ER en el Reactor 1.	39
Figura 12. Comportamiento Biomasa (SSV) y ER en el Reactor 2.	40
Figura 13. Concentraciones afluentes y efluentes de xileno en el BTF1.	41
Figura 14. Concentraciones afluentes y efluentes de xileno en el BTF2.	42
Figura 15. Eficiencia de Eliminación en los BTF's.	43
Figura 16. Capacidad de Eliminación vs Carga Contaminante.....	45
Figura 17. Evolución de la caída de presión de los BTF's 1 y 2 en el tiempo de operación.....	47
Figura 18. Crecimiento biomasa en las secciones del BTF1.....	48
Figura 19. Crecimiento biomasa en las secciones del BTF2.....	49
Figura 20. Curva calibración diferencial mercurio.	63
Figura 21. Curva calibración diferencial de aceite.....	63
Figura 22. Curvas Concentración DQO vs. Absorbancia.	66
Figura 23. Curva calibración cromatógrafo.	68
Figura 24. Sistema de adaptación de microorganismos.	74
Figura 25. Inoculación Esponja porosa de poliuretano.....	74
Figura 26. Inoculación Anillos de plástico de polipropileno.	74
Figura 27. Inoculación BTF1.	75
Figura 28. Inoculación BTF2.	75
Figura 29. Arranque del sistema.	75
Figura 30. Sistema de generación de flujo de aire contaminado.	75
Figura 31. Sistema de biodegradación del aire contaminado.	75
Figura 32. Montaje de la planta a escala banco.....	75
Figura 33. Esponja porosa de poliuretano con biopelícula adherida.....	75
Figura 34. Anillos de polipropileno con biopelícula adherida.	75
Figura 35. Mantenimiento BTF's.....	75

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Balances de materia - Flujos de aire en el sistema.	60
Anexo 2. Calibración de manómetros (tubos en U).	63
Anexo 3. Métodos de caracterización del empaque.	64
Anexo 4. Curva calibración de DQO.	65
Anexo 5. Curva de calibración cromatógrafo.	68
Anexo 6. Datos Experimentales	69
Anexo 7. Procedimiento diario durante las corridas	73
Anexo 8. Registro Fotográfico	74

NOMENCLATURA

COVs: Compuesto orgánicos volátiles
BLF: Biofiltro de Lecho Fijo
BTF: Biofiltro percolador
BTEX: Mezcla de Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno
EBRT: Tiempo de retención en lecho vacío
 λ : Carga Superficial
 β . Beta
 γ : Gama
ppm: partes por millón
CC: Carga contaminante
Ca: Concentración afluente
Ce: Concentración efluente
ER: Eficiencia de remoción
CE: Capacidad de eliminación
CEmax: Capacidad de eliminación máxima
TTG: Tecnologías para el tratamiento de gases
ACGIH: Conferencia Americana de Higienistas Industriales
INSHT: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo
NIOSH: Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional
OSHA: Administración de Seguridad y Salud Ocupacional
EPA: Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
CAAA: Ley del Aire Limpio, Enmiendas de la EPA
ASTDR: Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades
OMS: Organización Mundial de la Salud

RESUMEN

El presente trabajo de investigación evaluó la eliminación de vapores de xileno presentes en una corriente de aire a través de dos biofiltros percoladores (BTF's) operados en paralelo a escala banco y alimentados en contracorriente. El primer biofiltro percolador (BTF1) fue empacado con una esponja porosa de plástico de poliuretano mientras que el segundo (BTF2) con anillos de plástico de polipropileno. Ambos BTF's fueron inoculados con un consorcio microbiano de una industria papelera. Los BTF's fueron operados continuamente durante 24 horas diarias con concentraciones de entrada de 0.43, 1.30, 3.04 y 5.64 gm^{-3} de xileno a una tasa de flujo de gas de 0.26 m^3h^{-1} y un tiempo de residencia del gas de 90 s.

Las eficiencias de eliminación del BTF1 fueron 83.33; 93.94; 93.10 y 72.46% para concentraciones de entrada de 0.43, 1.30, 3.04 y 5.64 gm^{-3} de xileno. El BTF2 obtuvo eficiencias de eliminación de 83.33; 82.69; 75.64 y 74.00% para iguales concentraciones de alimentación que el BTF1. Se presentó una disminución del BTF2 de 11.25 y 17.46% respecto al BTF1 para concentraciones de entrada de 1.30 y 3.04 gm^{-3} de xileno, lo que indica que un aumento en la concentración de entrada disminuye la eficiencia de eliminación.

Por otra parte, se observó una máxima capacidad de eliminación de 157.35 y 154.97 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ en ambos BTF's para una carga de entrada de 225.78 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$. En cuanto a la caída de presión el BTF1 durante las dos primeras fases de operación, es decir, para cargas contaminantes de 17.37 a 52.1 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ estuvo por encima de las del BTF2 experimentando valores de 130.75 a 533.9 Pa m^{-1} ; mientras en las dos fases restantes, es decir, para cargas contaminantes de 121.57 a 225.78 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ el BTF2 experimentó mayores caídas de presión comparada con la del BTF1 con valores de 828.09 a 1198.55 Pa m^{-1} ; observándose un taponamiento del BTF2 seguido de una disminución en la eficiencia de eliminación; se empleó el lavado de los platos distribuidores como estrategia para resolver este problema.

El comportamiento del crecimiento de biomasa en la sección inferior durante las dos primeras fases de operación para el BTF1 varió de 0.015 a 0.028 gSSV/gmedio ; mientras para el BTF2 varió de 0.026 a 0.038 gSSV/gmedio ; una disminución del 22% en la concentración de biomasa se observó en el BTF2 a partir de la tercera fase de operación en la sección superior, luego del lavado manual de los platos distribuidores del BTF2.

Acorde con lo anterior, los resultados de las variables operacionales estudiadas, además de las capacidades de eliminación y las eficiencias de eliminación obtenidas en el presente trabajo de investigación, demuestran que los biofiltros percoladores son una tecnología eficiente para el manejo de grandes volúmenes de aire ($10 - 300000 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$) con bajas concentraciones ($0 - 8.3 \text{ gm}^{-3}$) (Govind 2009), económica y ambientalmente limpia; que puede convertirse en uno de los mejores métodos disponibles para el tratamiento de corrientes de aire contaminados con diversos compuestos volátiles, para elevar su escala a nivel industrial.

Palabras Claves: Biofiltro Percolador, Xileno, Material de soporte, Consorcio microbiano.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es uno de los problemas ambientales más relevantes en la actualidad no solo por los impactos que genera en la salud del ser humano y al medio ambiente; sino también por el impacto económico generado en la industria por los costos asociados a la aplicación de medidas para controlar dicha polución.

Los contaminantes atmosféricos pueden ser compuestos gaseosos y material particulado. Dentro del grupo de los contaminantes gaseosos, estos requieren atención por su peligrosidad, dado a sus efectos en la salud (enfermedades e hipersensibilidad), a la afectación de la calidad del aire urbano de las ciudades por su contribución a la formación del smog fotoquímico y calentamiento global.

Entre los COVs, el xileno con sus tres isómeros orto-xileno, meta-xileno y para-xileno ha sido catalogado como una sustancia de carácter nocivo por sus efectos sobre la salud los cuales van desde afecciones al sistema nervioso y respiratorio, ceguera e intoxicaciones, hasta posiblemente alteraciones del hígado y los riñones (EPA 2007).

Las principales fuentes de emisión de xileno son los procesos de combustión y procesos industriales tales como en la elaboración de pinturas, lacas, barnices, esmaltes; fabricación de plásticos, fibras sintéticas, formulación de agroquímicos, farmacéuticos, y productos para el hogar (Saravanan y Rajamohan 2009). Dada su naturaleza toxica estos vapores deben ser tratados antes de ser emitidos a la atmosfera.

Los sistemas de tratamiento biológicos, como los BTF's, aplicados al tratamiento de corrientes gaseosas contaminadas con COVs surgen como una alternativa eficiente y de bajo costo de operación, comparada con otros procesos convencionales de tratamiento físico y químico de gases, tales como la incineración, oxidación térmica y catalítica, la adsorción con carbón activado, la condensación y la absorción (Chen et al. 2010), además de su ventaja para el tratamiento de emisiones discontinuas y mezcla de COVs (Elmrini et al. 2004). Sin embargo, la operación de un BTF requiere del conocimiento de aspectos críticos como son el comportamiento de la biomasa (microorganismos) en el reactor, la influencia de parámetros operacionales como el caudal, la carga contaminante, la temperatura, la humedad, el pH, la caída de presión, el tiempo de residencia entre otros.

Con base en lo anterior, este trabajo de investigación evaluó la eliminación de vapores de xileno presentes en una corriente de gas a través de dos BTF's operados en paralelo a escala banco y alimentados en contracorriente, cada uno empacado con un material de composición inerte diferente e inoculado con un consorcio microbiano previamente adaptado al contaminante objetivo; colocando a prueba variables operacionales como el caudal y la concentración de xileno a la entrada del sistema; así pues se logra revelar que este tipo de tecnología ofrecen altas eficiencias de eliminación para bajas concentraciones lo que conlleva a convertir este tipo de sistema en una opción tecnológicamente viable de aplicar a nivel industrial en nuestro contexto.

2. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

A pesar de que la contaminación del aire ha recibido tradicionalmente menos atención que la contaminación por residuos sólidos o vertimiento líquidos, durante las últimas décadas ha habido una creciente conciencia para tratar de manera adecuada las emisiones de gases residuales (Lebrero et al. 2011). Las emisiones de COVs a la atmósfera producen efectos nocivos en la salud (enfermedades e hipersensibilidad); en cuanto a sus efectos sobre el ambiente se destaca su contribución a la formación del smog fotoquímico y gases efecto invernadero.

Varias técnicas de recuperación y métodos de eliminación de gases físicos y químicos se han desarrollado para el tratamiento de COVs, pero los costos y el consumo de energía para la industria, así como un tratamiento adicional para la eliminación de residuos secundarios son dos de las principales desventajas de estas técnicas (Choi & Oh 2002).

Los primeros sistemas de tratamiento biológicos surgieron en el año 1923 como una técnica para remover ácido sulfhídrico (H_2S) en plantas de tratamiento de aguas residuales (Bohn y Bohn 1986). A partir de 1960 el interés general hacia esta tecnología aumentó y se implantaron las primeras aplicaciones industriales para el tratamiento de olores en los Países Bajos, Alemania y Estados Unidos (Ottengraf 1986). Actualmente se emplea para el control de olores a grandes concentraciones (Rodríguez et al. 2014) y está empezando a ser aplicada en el tratamiento de COVs en emisiones industriales.

Existen tres principales sistemas de tratamientos biológicos: biofiltros de lecho fijo (BLF), biolavadores y biofiltros percoladores (BTF), los cuales difieren entre sí por las condiciones en las que se encuentran los microorganismos en el sistema, el patrón de flujo de la fase líquida y del lugar de eliminación. Los sistemas de tratamiento biológicos representan mayor costo-efectividad, reducción energética y química, ausencia de materiales adsorbentes y amigabilidad con el medio ambiente comparados con los sistemas de tratamiento físico-químico convencionales (Kennes y Thalasso 1998; Devinny et al. 1999; Delhomenie y Heitz 2005; Shareefdeen y Singh 2005; El-Naas et al. 2014). La elección de un sistema bien adaptado depende de variables operacionales cuyo manejo y control inciden directamente en su funcionamiento (caudal, carga contaminante, temperatura, humedad, pH, caída de presión, tiempo de residencia, crecimiento de biomasa entre otros) y de características físico-químicas del contaminante (solubilidad, nivel de biodegradabilidad, etc.) (Crocker y Schnelle 1998).

Los BTF's utilizan las ventajas del (BFL) y emplea el suministro de una solución de nutrientes para sostener la actividad microbiana en la biopelícula (Aroca et al. 2007). Los materiales de soporte en un BTF son generalmente de composición inerte tales como soportes de plástico, espuma de poliuretano, roca de lava, anillos Pall, entre otros, y se pueden arreglar, ya sea al azar o de forma estructurada (Aroca et al. 2007; Kennes y Veiga 2002; Kim y Deshusses 2008). Sin embargo, los BTF's facilitan una operación más estable que los biofiltros tradicionales (BFL) debido al mejor control en la caída de presión, la concentración de nutrientes y pH, y permiten mayores eficiencias de eliminación de contaminantes para una gama más amplia de contaminantes (Kennes y Veiga 2001).

Numerosos estudios sobre eliminación de COVs empleando BTF's se han adelantado, entre los se destacan eliminación de H_2S hasta del 100% registradas a gran escala por

(Gabriel y Deshusses 2003); acetato de butilo (Lu y Chang 2004); benceno (Hong y Lee 2006; Hassan y Sorial 2010); tolueno (Serial et al. 1995; Cox y Nguyen 2000; Zhu et al. 2004; He et al. 2009); y mezclas de COVs (Cai et al. 2007; Chen et al. 2010; Li et al. 2012; Rene et al. 2012). Sin embargo, pocos estudios se han centrado en el rendimiento la biofiltración de vapores de xileno como único contaminante presente en una corriente de gas (Bibeau et al. 1999; Jorio et al. 2000; Qiang et al. 2006; Jeong et al. 2008; Jeong et al. 2009; Zhou et al. 2013) todos estos a escala de laboratorio.

Algunos investigadores han estudiado la influencia de parámetros operacionales tales como la temperatura, el tiempo de residencia, la carga contaminante que tienen una influencia directa sobre el desempeño de los BTF's (Veiga y Kennes 2001; Zhang y Niu 2003; Álvarez-Hornos et al. 2011; Rene et al. 2012; Rodriguez et al. 2014); y otros sobre la actividad de los microorganismos en la eliminación de este tipo de compuestos (Yeom et al. 1997; Lu et al. 2002; Mathur et al. 2007; García-Peña et al. 2008; Chen et al. 2010; Robledo-Ortíz et al. 2011; Pérez et al. 2012; Nagarajan y Loh 2014); entre otros.

Cuando los contaminantes a tratar son más difíciles de degradar, la aclimatación de la biomasa es una estrategia adecuada para acortar el período de puesta en marcha de los BTF's y para asegurar el éxito de la operación (Prado et al. 2005; Han et al. 2009). Prado et al. (2005) y Jiang et al. (2009) aclimataron un lodo extraído de una planta de tratamiento de aguas residuales en 4 - 5 semanas, como una estrategia para acortar el período de arranque y asegurar la operación en el tratamiento de metanol y ácido sulfhídrico. Del mismo modo, Wang et al. (2013) logró aclimatar un consorcio microbiano en una semana para eliminar mezclas de o-xileno y acetato de etilo, o-xileno y diclorometano.

Por otra parte, estudios realizados por (Singh et al. 2006; Saravanan y Rajamohan 2009) describieron el empleo de una solución de nutrientes y el contaminante objetivo como única fuente de carbono para el crecimiento y activación de la biomasa para tolueno y xileno respectivamente. Sin embargo, los estudios realizados hasta el momento, no definen un procedimiento preciso para la aclimatación de biomasa antes de la inoculación y puesta en marcha de un BTF. Muchos estudios describen brevemente este paso utilizando una solución de nutrientes y/o una fuente de carbono fácilmente degradable (por ejemplo, glucosa o sacarosa) y el contaminante objetivo para activar la biomasa por un período de tiempo (Gaudin et al. 2008; Singh et al. 2007; Saravanan y Rajamohan 2009).

En los últimos años, las investigaciones han reportado que los principales problemas derivados de la implementación de los BTF's están asociados a condiciones operacionales tales como mantenimiento de las condiciones adecuadas para los microorganismos, concentraciones aplicadas, carga superficial, flujo de la solución de nutrientes recirculada, temperatura, caída de presión del sistema y a las características del reactor (materiales de soporte y dimensiones) (González et al. 2003). Por lo que es preciso desarrollar estudios que permitan establecer las condiciones adecuadas de operación de los BTF's en nuestro contexto nacional.

La investigación y registros de aplicación de este tipo de tecnologías en Colombia han sido escasos y prácticamente inexistentes, En el ámbito local, pocos autores han realizado estudios Silva et al. (2009) alcanzaron ER superiores al 90% en la eliminación de xileno y acetato de butilo en un biofiltro empacado con compost; recientemente Caicedo y Guerrero (2011) obtuvieron ER entre 89 – 95% en un BTF empacado con material inerte.

En este sentido, la presente investigación evaluó la eliminación de vapores de xileno presentes en una corriente de aire a través de dos BTF's operados en paralelo a escala banco y alimentados en contracorriente, utilizando como material de soporte dos materiales diferentes, ambos inoculados con un consorcio microbiano previamente seleccionado y adaptado al contaminante objetivo; para aportar al conocimiento de esta tecnología y contribuir al mejoramiento del control de la carga contaminante para obtener mayor capacidad de eliminación y eficiencia de eliminación, además de hacer que ésta tecnología se convierta en una iniciativa para el control de diversos COVs a nivel industrial en nuestro contexto.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Evaluar la eliminación de vapores de xileno en dos biofiltros percoladores contruidos a escala banco.

3.2 Objetivos Específicos

- Estudiar el proceso de aclimatación de un consorcio microbiano para ser empleado como inóculo en un BTF.
- Comparar los dos biofiltros percoladores en términos de la capacidad de eliminación de xileno.
- Evaluar el efecto de la carga contaminante en la eficiencia de eliminación de xileno en los dos materiales de soporte estudiados.

4. MARCO TEÓRICO

4.1 Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs)

El término compuestos orgánicos volátiles incluye una amplia variedad de sustancias químicas que contienen carbono en su estructura y su principal característica es que se encuentran en estado de vapor o gas a las condiciones de temperatura ambiente normal. Por definición un COV es un compuesto orgánico que presentan una presión de vapor, a 20°C, menor que 101.3 Kpa y mayor que 0.13 Kpa (Derwent 1992). Estos compuestos suelen presentar una cadena química con un número de carbonos inferior a doce y contienen otros elementos como oxígeno, flúor, cloro, bromo, azufre o nitrógeno (Votano et al. 2004). Se pueden clasificar en diferentes familias definidas por sus fórmulas químicas, cada una de ellas posee propiedades comunes, aunque puede haber grandes diferencias en términos de toxicidad (Cicolella 2008).

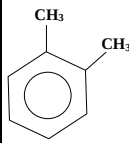
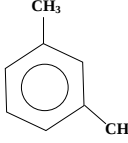
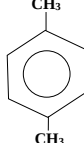
Los COVs son una importante clase de contaminantes del aire emitidos principalmente por el uso de solventes, procesos industriales, refinación de petróleo, vertidos de residuos, fabricación de alimentos y agricultura, procesos biogénicos, incendios forestales y los procesos anaeróbicos en los pantanos (Qiang et al. 2006; El-Naas et al. 2014). Las emisiones de COVs provocan serios problemas ambientales como: formación fotoquímica de ozono a nivel del suelo, efectos tóxicos en la salud humana, aumento a nivel mundial de gases de efecto invernadero y acumulación y persistencia en el medio ambiente (Derwent 1992).

Países como Estados Unidos, países de la unión europea y Chile en Latinoamérica, han sido los gestores iniciales de legislaciones para el control de emisiones industriales de COVs desde años anteriores. En Colombia la Resolución 909 del 05 de Junio de 2008 del MAVDT reglamentó las normas y estándares de emisiones admisibles de contaminantes a la atmósfera por fuentes en el territorio nacional. En dicha resolución se señala que los COVs deben ser evaluados, y a su vez los considera dentro de la medida de hidrocarburos totales. Por otra parte, el nivel máximo permisible en fuentes fijas debe ser de 50 mg/m³ en cualquier caudal (Ministerio de Ambiente 2008). El “Protocolo para el Control y la Vigilancia de la Contaminación Atmosférica generada por fuentes fijas” (Minambiente et al. 2010) especifica la frecuencia y métodos de monitoreo incluyendo varios sistemas o dispositivos para el control de emisiones.

4.2 El xileno, propiedades físicas y químicas

Existen tres formas de xileno en las cuales las posiciones de los grupos metilos varían en el anillo de benceno: el meta-xileno, orto-xileno y para-xileno (m-, o-, y p-xileno). El Xileno grado comercial es una mezcla de isómeros compuesta de un 60% en m-xileno, 20% de o-xileno y 20% p-xileno (ATSDR 2007). El xileno también se conoce como xilol o dimetilbenceno; es principalmente un material sintético, líquido inflamable, no corrosivo, incoloro e hidrofóbico (INSHT 2011). Las características físicas y químicas de los isómeros del xileno se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Características físicas y químicas de los isómeros del xileno.

Característica y/o Propiedad	<i>o</i> -xileno	<i>m</i> -xileno	<i>p</i> -xileno
Formula Molecular	C ₈ H ₁₀	C ₈ H ₁₀	C ₈ H ₁₀
Estructura química			
Peso molecular	106.16	106.17	106.17
Punto de ebullición (°C a 760 mm Hg)	144.4	139.3	138.37
Punto de Fusión (°C)	- 25.2	- 47.8	13.2
Temperatura de inflamación (°C)	32 (CC)	27 (CC)	27 (CC)
Límites de Inflamabilidad (%)	1.0 – 7.0	1.1 – 7.0	1.1 – 7.0
Gravedad específica (20/4°C)	0.8801	0.8684	0.86104
Densidad (g.cm ⁻³ , 20 °C)	0.88	0.8642	0.86104
Presión de vapor (mmHg a 25 °C)	6.62	8.30	8.76
Color	Incoloro	Incoloro	Incoloro
Olor	Acre dulce	Acre dulce	Acre dulce
Umbral de olor en Aire (ppm)	0.17	3.7	0.47
Solubilidad en Agua 25 °C (mg/l)	178	161	162
Solubilidad en Solventes Orgánicos	Miscible con alcohol y éter	Miscible con alcohol, éter y otros solventes	Miscible con alcohol, éter y otros solventes
Constante de la Ley de Henry (atm m ³ .mol ⁻¹)	5.18 x 10 ⁻³	7.18 x 10 ⁻³	6.90 x 10 ⁻³
Coefficiente de Partición:			
Log K _{ow}	3.12	3.2	3.15
Log K _{oc}	2.11	2.22	2.31

Fuente: adaptado de (Li y Liu 2006; ASTDR 2007; El-Naas et al. 2014).

CC: vaso cerrado

4.3 Tecnologías para el tratamiento de las emisiones de COVs

Debido a la variedad y las cantidades de COVs liberados en la atmósfera, se ha desarrollado una diversidad de tecnologías para el tratamiento de éstos gases. El proceso de funcionamiento para todas estas tecnologías implica uno o varios pasos de separación fisicoquímicos de contaminantes. Las principales diferencias entre las tecnologías de tratamiento de gases están relacionadas con los procedimientos para tratar los contaminantes, que incluye la separación para su recuperación o destrucción (Delhoménie y Heitz 2005).

La Tabla 2, resume las principales características de las tecnologías de tratamiento de gases y la Figura 1, muestra los rangos de concentración y flujos de aire, en los cuales cada una de las tecnologías de control son más rentables de operar (Kosteltz et al. 1996). De ésta figura, se observa que los sistemas de tratamiento biológicos son eficientes para el manejo de grandes volúmenes de aire con bajas concentraciones.

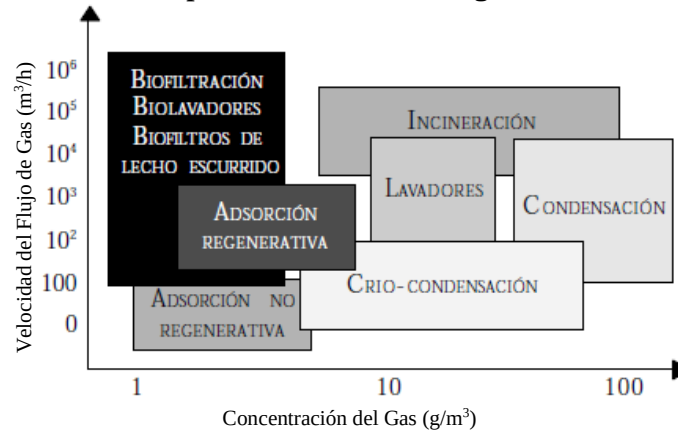
Tabla 2. Principales Características de Tecnologías de Tratamiento de Gases.

Tecnología	Principio y características	Desempeño y limitaciones
Adsorción	Transferencia de COV a una fase sólida porosa, fija o fluidizada. Materiales: Carbón activado, zeolitas y polímeros. Instalación doble: Ciclos de adsorción-desorción. Temperatura de operación < 50-60°C Puede presentarse riesgo de ignición	Conversión: 90-99% Posible recuperación de COVs (Desorción). Puede aceptar variaciones de flujo y periodos de parada. Tratamientos para regenerar el adsorbente. Niveles de humedad de los efluentes < 50%. Caída de presión. Envenenamiento del lecho con ciertos COVs.
Incineración	Oxidación térmica de COV. 760 < Temperatura < 1200°C 0.3 < Tiempo residencia < 2 s Concentración COV < 25% límite de explosión Requiere nivel de O ₂ ~ 10%	Conversión: 98-99.5% Posible recuperación de energía. Eliminación de COVs halogenados con equipos adicionales. Altos costos de inversión y operación. Subproductos tóxicos: CO, NOX, dioxinas y furanos. Poca eficiencia para bajas concentraciones COVs.
Oxidación catalítica	Oxidación térmica, catalítica de COVs 300 < Temperatura < 650°C 0.07 < Tiempo residencia < 1 s Catalizadores: Metales nobles (Pt, Pd, Rh) sobre soportes (alúmina, otras cerámicas) u óxidos metálicos (Cu, Ti, Ni, Mn, etc.) Tiempo de vida catalizador: 2-5 años. Concentraciones de trabajo: muy por debajo del límite de explosión. Requiere niveles de O ₂ ~ 2%	Conversión: 90-99% Requiere menos energía que la incineración y menos subproductos tóxicos. Problemas de desactivación del catalizador (Taponamiento, envenenamiento o sobrecalentamiento). Disposición del catalizador usado. Subproductos de la combustión.
Absorción	Transferencia del COV a una fase líquida Torre de plato, columna de burbuja, torre empacada, atomizador. Solventes: Agua (pH ajustado), hidrocarburos de alto punto de ebullición, aminas, etc. Operación en contracorriente (alta velocidad de transferencia de COVs)	Conversión: 90-98% Posible recuperación y valorización de los COVs. Disueltos con tratamientos aguas abajo. Inadecuado para COVs de baja solubilidad. Producción de aguas residuales.
Condensación	Licuefacción de COVs con alto punto de ebullición (>38°C) por medio de enfriamiento y/o compresión. Sistemas enfriamiento/crío: Agua (5°C), Salmuera (-35°C), Nitrógeno Líquido (-185°C)	Conversión: 50-99% Una opción de recuperación y valorización de COVs. Solo está bien adaptada a COVs saturados. Disposición de condensados. Problemas con los depósitos de escarcha.
Membranas	Separación de mezclas de gases por medio de membranas semipermeables. Materiales: Polímeros (fibras huecas, siliconas), cerámicas porosas. Flujo de gas comprimido antes de separación de la membrana.	Conversión: 50-98% COVs concentrados de 5 a 100 veces, posible valorización (reciclaje). Membrana selectiva resistente a COVs halogenados. Caída considerable de presión. Requiere limpieza de membrana.
Oxidación UV/ Fotoquímica	Oxidación completa mediante Oxidantes sobre oxigenados (O ₃ , H ₂ O ₂) Posible utilización de fotocatalizadores (TiO ₂ , Fe ₂ O ₃ , etc.) Temperatura de operación: Ambiente.	Conversión: 90-98% Costos de energía moderados. Inadecuado para COVs halogenados. Depósito de los subproductos de oxidación sobre la superficie del catalizador. Sistemas complejos.
Biotechnologías	Oxidación biocatalítica de COVs 3 configuraciones: biofiltros de lecho fijo (más comunes), biofiltros percoladores y biolavadores. Biocatalizadores: microorganismos (bacterias y hongos) 0 < Tiempo residencia < varios minutos	Conversión: 50-95% Costos de operación e instalación moderados. Poco mantenimiento, pero estricto control de los parámetros biológicos (pH, temperatura, humedad, nutrientes, etc.). Se requiere de espacios grandes.

Fuente: adaptado de (Delhoménie y Heitz 2005)

De las tecnologías mencionadas en la Tabla 2, aquellas que involucran transferencia de masa (adsorción y absorción) y concentración del contaminante (condensación, criocondensación y procesos de membrana) dan lugar a la recuperación y el reciclado de COVs, mientras que los procesos de combustión (incineración y oxidación catalítica), de oxidación química o fotoquímica y las biotecnologías (biofiltros, biolavadores y biofiltros percoladores), conducen a la eliminación parcial o total de los COVs.

Figura 1. Límites de aplicación de las tecnologías de tratamiento de gases



Fuente: (Kosteltz et al. 1996)

4.4 Sistemas de Tratamiento Biológico de Gases

Los sistemas que se emplean actualmente para la purificación biológica de gases, se pueden subdividir en tres tipos básicos: biofiltro de lecho fijo (BLF), biofiltro percolador (BTF) y biolavadores. Esta clasificación se basa en las condiciones en las que se encuentran los microorganismos en el sistema, el patrón de flujo de la fase líquida y del lugar de eliminación. La Tabla 3 muestra las principales características de cada uno de ellos.

Tabla 3. Características Técnicas de los BFL, BTF y Biolavadores.

Tratamiento	Fase biológica	Fase líquida	Sitio Eliminación
Biofiltro Convencional (BFL)	Inmovilizada en lecho filtrante	Posible recirculación, ocasional alimentación de nutrientes.	En lecho filtrante En biopelícula.
Biofiltro percolador (BTF)	Inmovilizada en lecho filtrante	Reciclada, móvil, recirculación continua lecho filtrante.	Oxidación de COV en el biorreactor aireado. En lecho filtrante En biopelícula.
Biolavadores	Suspendida en fase acuosa	Móvil, continuamente dispersa	Separación COV/aire en columna de absorción. En lecho filtrante En biopelícula.

Fuente: Adaptado de (Ottengraf 1987; Mudliar et al. 2010).

Actualmente es posible encontrar una considerable cantidad de información sobre el tratamiento de contaminantes a escala laboratorio y planta piloto en biofiltros, incluyendo estudios de la biodegradación de xileno en biofiltros percoladores cuyos resultados y características más importantes son mostrados en la Tabla 4.

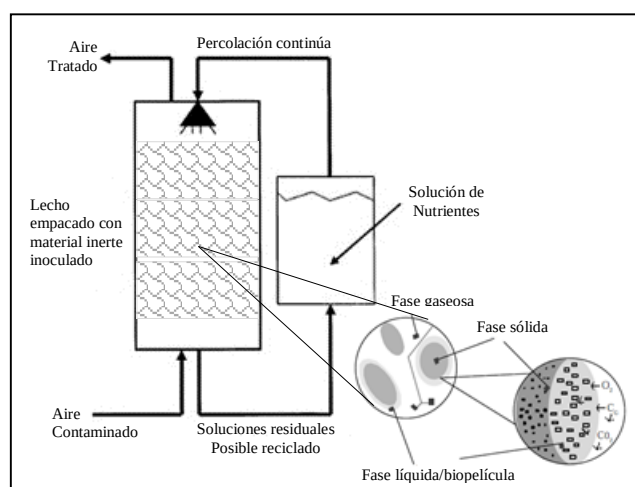
Tabla 4. Características de algunos BTF's para el tratamiento de xileno.

Parámetro	(Trejo-Aguilar et al. 2005)	(Li y Liu 2006)	(Wu et al. 2006)	(Qiang et al. 2006)	(Jeong et al. 2006)	(Jeong et al. 2008)	(Saravanan y Rajamohan 2009)	(Chen et al. 2010)
Diseño del reactor								
Reactor, D x H (cm)	15 x 132	10 x 100	5 x 33 (*2)	10 x 100	5 x 30(*2)	5 x 30(*4)	5 x 100	12 x 110
(material)	(acrílico)	(plexiglas)	(PMMA)	(plexiglás)	(vidrio)	(vidrio)	(acrílico)	(vidrio)
Empaque	Anillos pall	Cubos de espuma	Compost/PE	Partículas cerámicas	Biosol Vidrio-Cartón	Biosol Vidrio-Cartón	Lodo Industria azucarera	Espuma de poliuretano peletizado (PUF) 380
Área Superficial empaque (m^2 / m^3)	700	-	-	550-680	6000	6000	-	380
Inoculación	Consortio hongos	Bacterias-Hongos 30-70%	Mezcla bacterias adaptadas	Bacillus firmus	Pseudomonas sp. NBM21	Rhodococcus sp. BTO62	Pseudomonas sp.	Comunidad compleja de bacterias
Operación del reactor								
Flujo de gas	Co-Corriente	-	Co-Corriente	Co-Corriente	Co-Corriente	Co-Corriente	Contra-Corriente	Contra-Corriente
Tiempo de residencia gas (s)	-	-	30, 61, 132	84.4, 28.3, 17	156	20-118	168, 88.2, 55.8 y 42	90, 60, 45 y 30
Concentración Xileno entrada (g / m^3)	-	0.3-3	0.1-3.3	0.5-3	0.26-4.12	0.3-11.8	0.2-1.2	0.09-0.51
Carga másica superficial Líquido ($kg/m^2.s$)	6.2,8.8,11.5,14.1	0.09-1.33	0.85	0.05, 0.11, 0.16	4.24	1.7	-	-
Velocidad Superficial Líquido (m / h)	22-31.7-41.3-50.8	0.32-4.77	3.055	0.19-0.38-0.573	15.27	6.11	-	-
Alimentación Nutrientes (mL / min)	6500-15000	42-625	100	25, 50, 75	500	200	-	166.6
Relación N / P	1.1	0.245	2.23	-	0.95	0.95	-	-
Desempeño del reactor								
Carga entrada ($g / m^3.h$)	42-44-54	-	83	21-635	87-304	8-335	-	146.4
Carga Sup. ($m^3 / m^2.h$)	130	33.5	9-20-40	25.5, 76, 27.3	4.6-15.3	6, 15, 30	-	-
Capacidad eliminación ($g / m^3.h$)	30	62	80	-	150-160	41-160	17	97.7

4.5 Biofiltro Percolador (BTF)

El tratamiento del COVs en este tipo de sistemas consiste en alimentar la corriente de gas a través de una columna empacada con un material de soporte, ya sea de forma descendente (co-corriente) o ascendente (contra-corriente); el material de soporte usualmente es de tipo inerte tales como cerámica, plástico, espuma sintética, entre otros (Deshusses y Gabriel 2005). El material de soporte es la superficie donde se desarrolla la biopelícula colonizada por una población de microorganismos, la cual es humedecida desde la parte superior del BTF por una corriente líquida continua que contiene una solución de nutrientes, siendo distribuida homogéneamente sobre la sección transversal de la columna. El contaminante a tratar es absorbido a la fase acuosa que rodea la biopelícula, y luego la biodegradación se lleva a cabo al interior de la biopelícula (Mudliar et al. 2010). La descripción esquemática de este sistema se presenta en la Figura 2.

Figura 2. Esquema de un BTF.



Fuente: adaptado de (Delhomenie y Heitz 2005; González et al. 2003).

Por otra parte los BTF's presentan ventajas similares a los biolavadores: fácil eliminación de productos de la reacción por lavado, fácil control del proceso biológico y una buena capacidad de adaptación de la biomasa activa; al igual que los biolavadores el principal inconveniente de los BTF's es la solubilización del gas en la fase acuosa; sin embargo, este problema se ha visto es menos crítico en los BTF's (Kennes 1998). Las ventajas y limitaciones de los BTF's se describen en la Tabla 6.

Tabla 5. BTF, Ventajas y Limitaciones.

<i>Ventajas</i>	<i>Limitaciones</i>
Menos costos de operación y de capital.	Acumulación de biomasa en exceso en el lecho del filtro.
Baja caída de presión.	No resiste periodos sin alimentación.
Capacidad para el tratamiento de los productos de degradación de COVs.	Necesidad de suministrar nutrientes.
Control de concentración de sustratos.	La complejidad en la construcción y operación.
Equipos compactos.	Arranque complejo.
Alta transferencia de O ₂ y del contaminante.	Producción de agua de desecho.
Tratamiento de corrientes discontinuas.	Generación de lodos.
	Corrientes secundarias de residuos.

Fuente: Adaptado de (Ottengraf 1987; Jeong et al. 2006; Mudliar et al. 2010).

4.5.1 Características del material de soporte

Las características del material de soporte pueden variar en su estructura y composición, para la selección se debe escoger el que facilite el flujo del gas y el líquido a través del lecho empacado, favorezca el desarrollo de los microorganismos y sirva como tampón de humedad y de nutrientes (Saravanan y Rajamohan 2009). Tanto la composición física como química son factores necesarios para la obtención de una gran superficie específica para el desarrollo de una biopelícula microbiana, alta porosidad para facilitar la distribución homogénea de los gases, alta capacidad de retención de agua para evitar el secado del lecho, y reserva de nutrientes disponibles para el crecimiento microbiano (Hwang et al. 2007). Autores como Deshusses y Gabriel (2005) revelaron que la selección del material de soporte es el factor más importante responsable del rendimiento de los BTF's.

Entre los tipos de material de soporte empleados para la operación de un BTF se tienen los de origen orgánico tales como (suelos minerales, la turba, la madera, etc.) y los de composición inerte tales como (la perlita, las espumas sintéticas, resinas, cerámicas, celite y poliuretano, etc.) los cuales son los usualmente empleados (Centinkaya et al. 2000). Sin embargo, la mayor parte de estos materiales presentan limitadas superficies específicas entre 100 y 300 m⁻¹, con excepciones en algunos casos para soportes de poliuretano que han sido reportados con valores mayores a 1000 m⁻¹. Cuando los materiales de soporte son de composición inerte o sintética, los BTF's necesitan ser inoculados con un cultivo microbiano adecuado (Detchanamurthy y Gostomski 2012). Las principales ventajas y desventajas de cada uno de ellos se resumen en la Tabla 5.

Tabla 6. Ventajas y Desventajas de los materiales de soporte típicos empleados en BTF's

Relleno	Ventajas	Desventajas
Orgánicos - Suelo - Turba - Astillas de madera	- Bajo costo. - Capacidad de aportar nutrientes. - Contiene un inóculo inicial de biomasa. - Ecosistema similar a los naturales.	- Difícil separación de biomasa/soporte. - Necesidad de controlar la humedad para evitar secado o exceso agua. - Bajas velocidades de degradación. - Alturas limitadas de relleno. - Posibles limitaciones en la transferencia de oxígeno. - Posibles cortocircuitos y caminos preferenciales.
Inorgánicos Desordenados - Anillos Rasching - Sillas Bert Estructurados	- Disponible en muchos tamaños y formas. - Buena distribución del líquido. - Baja pérdida de presión. - Baja densidad. - Buen contacto con el líquido. - Elevada área superficial. - Baja pérdida de presión. - Elevada porosidad. - Baja densidad.	- Desarrollados para absorción donde la velocidad del líquido es más alta. - Superficie inadecuada para la formación de biomasa. - Superficie inadecuada para el crecimiento de la biopelícula. - Elevado costo.

Fuente: Adaptado de (Deshusses y Gabriel 2005; Shareefdeen et al. 2005; Detchanamurthy y Gostomski 2012).

4.5.2 Microorganismos

Los microorganismos son los catalizadores para la biodegradación de COVs y olores. Para la degradación de xileno, los microorganismos heterótrofos (más a menudo las bacterias y hongos) han sido ampliamente reportados por (Lu et al. 2002; Mathur et al. 2007; García-Peña et al. 2008; Chen et al. 2010; Robledo-Ortíz et al. 2011; Detchanamurthy y Gostomski 2012; Nagarajan y Loh 2014). La inoculación del lecho depende tanto de la naturaleza del material de soporte como el nivel de biodegradabilidad del COV a tratar.

Las fuentes más habituales de inóculo son:

- Lodos activados de plantas de tratamiento de aguas residuales.
- Muestras de agua o suelo de los sitios o plantas de contacto con el contaminante de interés.
- Consorcios enriquecidos en el laboratorio con el contaminante de interés.
- Colonias puras adaptadas a degradar el contaminante de interés y obtenidas a partir de colecciones de colonias o aisladas de mezclas de consorcios.
- Muestras de biofiltros percoladores que tratan el mismo contaminante de interés o una corriente de gas parecida.

En diversos estudios relacionados con BTF's se prefiere tomar ventaja de los ecosistemas que ya están presentes en las fuentes habituales de inóculos (Delhomenie et al. 2002; Hwang et al. 2007; Mathur et al. 2007). En otros casos, para COV recalcitrantes como el xileno, los investigadores inoculan los lechos filtrantes con consorcios extraídos de lodos de aguas residuales, o cepas derivadas de fuentes comerciales o ya sea aislado previamente de un BTF operado, en términos de densidad de la biomasa. Un aspecto a tener en cuenta es que en un BTF las especies degradantes representan entre el 1 y el 15% de la población total (Pedersen y Arvin 1995; Pedersen et al. 1997; Delhomenie et al. 2001); de los cuales 10^8 a 10^{10} UFC corresponden a bacterias y actinomicetos por gramo de lecho (Borin et al. 2006).

4.6 Parámetros de rendimiento

La evaluación del rendimiento de un BTF para el control de aire contaminado es reportada en términos de la eficiencia de eliminación, la capacidad de eliminación, la carga contaminante, la velocidad de producción de CO_2 y la velocidad de producción de biomasa (Gallastegui et al. 2011; Detchanamurthy y Gostomski 2012). En la Tabla 7, se describen algunos parámetros que se utilizan para describir el desempeño de en un BTF.

Tabla 7. Definición de parámetros de rendimiento de un BTF.

Parámetro	Definición	Unidades
Carga Contaminante	$CC = \frac{Q \cdot C}{V}$	$\text{g C m}^3 \text{ h}^{-1}$
Capacidad de eliminación	$CE = \frac{Q (C_i - C_o)}{V}$	$\text{g C m}^3 \text{ h}^{-1}$
Eficiencia de eliminación	$ER = \frac{(C_i - C_o)}{C_i}$	Dimensionales

Tiempo de retención en lecho vacío	$EBRT = \frac{V}{Q}$	s ó min.
Carga Superficial	$\lambda = \frac{Q}{A_s}$	$m^3 m^{-2} h^{-1}$
Velocidad de producción de biomasa	$PB = \frac{CB}{\Theta V}$	$g B m^3 h^{-1}$
Velocidad de producción de dióxido de carbono	$PCO_2 = \frac{Q (CO_{2i} - CO_{2o})}{V}$	$g CO_2 m^3 h^{-1}$
Coefficiente de producción de biomasa	$YB = \frac{PB}{CE}$	$g Biomasa producida g^{-1} de contaminante consumido$
Coefficiente de producción de dióxido de carbono	$YCO_2 = \frac{PCO_2}{CE}$	$g CO_2 producida g^{-1} de contaminante consumido$

Fuente: Adaptado de (Datta y Allen 2005; Gallastegui et al. 2011a)

Donde Q es el caudal ($m^3 h^{-1}$), V es el volumen del lecho vacío (m^3), Θ período de adquisición de datos (h), CB es la concentración de biomasa seca en la biopelícula ($g B m^3 h^{-1}$), C_i y C_o es la concentración de contaminantes a la entrada y salida del sistema respectivamente, CO_2 es la concentración de dióxido de carbono, todas las concentraciones en ($g m^3$).

4.7 Parámetros de Operación

4.7.1 Velocidad de flujo de la fase gaseosa y el tiempo de residencia

El caudal es un parámetro determinante en la eficiencia de eliminación del contaminante, ya que cuantifica la masa de contaminante que puede ser tratada por unidad de volumen en un tiempo determinado (Saravanan y Rajamohan 2009); además de influir sobre la transferencia de masa (Aguayo Ortiz 2005). Entre tanto un caudal alto, despojará la humedad del lecho por el flujo de aire que tiende a desecar el BTF (Detchanamurthy y Gostomski 2012); un estudio realizado por Leson y Winer (1991) reveló que un BTF requiere un caudal de aire de 0,01 cfm por pie cuadrado de superficie.

Este parámetro se relaciona con el tiempo de residencia del gas dentro del BTF, pues si la velocidad de entrada del gas aumenta, el tiempo de residencia disminuye, lo que a su vez permite que haya menos tiempo de contacto entre la fase gaseosa y la biopelícula reduciéndose así la capacidad de eliminación del sistema.

4.7.2 Influencia de la concentración de entrada

Los BTF's presentan un mejor desempeño cuando la concentración del contaminante es menor a 1000 ppm (Detchanamurthy y Gostomski 2012), un aumento en la concentración de entrada del contaminante dará lugar a una insuficiencia en la disponibilidad de oxígeno (Ottengraf 1987) y afectación en la eficiencia de eliminación en el BTF (Chen et al. 2010).

4.7.3 Efecto de la temperatura

Los BTF's son operados en un rango de temperatura de 10 a 40 °C, cuyo rango es el adecuado para el crecimiento de microorganismos mesofílicos con un valor óptimo de 35°C para la mayor parte de microorganismos aerobios (Cox y Deshusses 2001).

La temperatura del material en un BTF aumenta a lo largo del lecho, este fenómeno es predecible ya que la biodegradación del metabolismo del xileno es un proceso exotérmico, la energía liberada en estas reacciones provoca el aumento progresivo de la temperatura del gas en el biofiltro, provocando a su vez un gradiente positivo de temperatura en la salida del lecho filtrante (Jorio et al. 2000).

La temperatura también tiene un efecto sobre la transferencia de masa; al incrementarse la temperatura también se aumenta el coeficiente de difusión facilitando la transferencia del contaminante hacia la biopelícula pero a su vez el coeficiente de Henry (la ley de Henry relaciona la presión parcial del contaminante con su solubilidad en el agua) aumenta, lo que hace que disminuya la solubilidad del compuesto; estos dos efectos deben balancearse para que el biofiltro tenga un buen desempeño y de aquí se desprende que existe una temperatura óptima de operación (Cox y Deshusses 2001). De igual forma la temperatura es una función creciente de la capacidad de eliminación, es decir, cuando la temperatura se eleva o disminuye la capacidad de eliminación tiende a seguir la misma tendencia de variación (Saravanan y Rajamohan 2009).

4.7.4 Efecto en el contenido de biomasa

El principal inconveniente de los BTF's es la acumulación de biomasa en exceso en el lecho del filtro; diversos métodos se han estudiado con el objetivo de limitar este problema. Garcia et al. (2001) estudiaron la influencia de la humedad en el crecimiento excesivo de biomasa. Moe y Irvine (2001) y Allan et al. (2002) utilizaron la limitación de nutrientes como técnica para el control del crecimiento de biomasa; la adición de sal común aparece como un método de trabajo propuesto por (Schonduve et al. 1996); la interrupción periódica de la alimentación del contaminante al sistema (Cox y Deshusses 2002). Kinney et al. (1996) realizaron experimentos alternando el sentido de la dirección del flujo de la corriente de alimentación; la limpieza mecánica del relleno colmatado (Laurenzis et al. 1998); los lavados del soporte con agua a presión u otros compuestos (Alonso et al. 1997; Serial et al. 1995) y los métodos microbiológicos como la predación por organismos superiores (Seignez et al. 2005). La Tabla 8 describe las principales ventajas e inconvenientes de estas estrategias para el control de la biomasa en los BTF's.

Tabla 8. Comparación de las diferentes estrategias de control de biomasa.

Método	Ventajas	Desventajas
Mecánico	No inhibición de biomasa	Altos costos relacionados con la entrada de energía. Aumento de la altura del reactor*. Posible rotura de partículas del lecho.
Químico	Ninguna destrucción del lecho filtrante	Altos costos por la utilización de productos químicos. Fuerte inhibición de la actividad microbiana.

		Disminución de la eficiencia después del tratamiento.
Limitación de crecimiento	Tecnología de bajo costo	Disminución de la eficiencia.
Biológica	Tecnología de bajo costo	Todavía no optimizada.

*En caso de medios de fluidización.

Fuente: Adaptado de (Kennes y Veiga 2002).

Estudios realizados por (Janni et al. 2001; Cohen 2001), han demostrado que en el curso del proceso de degradación, el espesor de la biopelícula puede ser de varios milímetros, la cual puede causar obstrucción.

4.7.5 Contenido de humedad

Cuando se presenta un bajo contenido de humedad en el lecho filtrante se reduce el espesor de la biopelícula, viéndose afectada la actividad microbiana por “desactivación” consumiendo parte de la energía destinada a su crecimiento conllevando a succionar agua de la superficie del lecho, lo que limita su metabolismo y por lo tanto la eliminación del contaminante, por el contrario un elevado contenido de humedad puede generar bajos tiempos de retención del gas debido a que los vacíos se llenan de agua dificultando la transferencia de oxígeno debido a la reducción de la interfase aire/agua por unidad de volumen de la biopelícula, provocando una mayor caída de presión y creando zonas anaerobias.

Existen dos técnicas ampliamente utilizadas para controlar el contenido en humedad del relleno tanto en equipos de laboratorio como en instalaciones industriales. La primera de ellas es la utilización de una etapa de humidificación previa del aire introducido en el BTF hasta alcanzar casi la saturación. La segunda técnica es el aporte de agua al lecho en forma de riego periódico (Devinny et al. 1999).

4.7.6 Efecto del pH

El pH es una variable con un fuerte efecto sobre la velocidad de crecimiento y el desempeño del BTF, debe ser regulado debido a que diversos procesos de oxidación que se llevan a cabo, originan productos ácidos y básicos que causan inhibición o la muerte de los microorganismos. El rango adecuado varía entre 6 y 8 con un óptimo de 7 (Deshusses y Gabriel 2005).

También se ha observado que en medios ácidos, la velocidad de reacción enzimática baja de un valor óptimo, comprometiendo seriamente la capacidad de eliminación (Kennes 1998) pues cambios en este parámetro operacional pueden provocar la desnaturalización de los biocatalizadores.

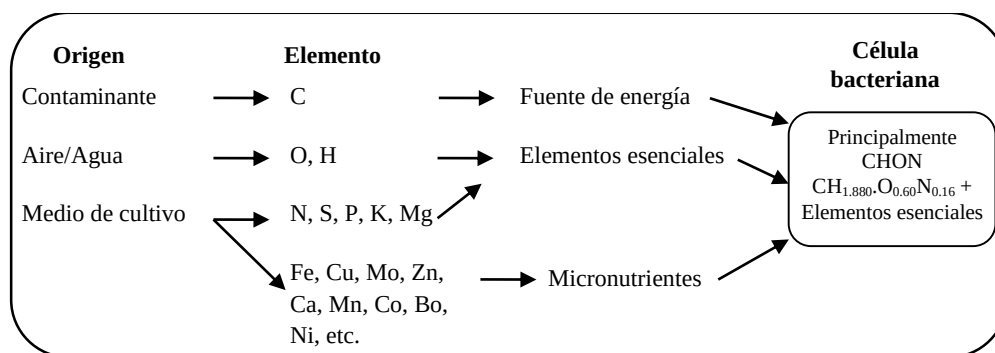
Dada la influencia que el pH presenta sobre la actividad microbiana, éste debe ser controlado durante el proceso mediante la adición de soluciones amortiguadoras líquidas.

4.7.7 Contenido de nutrientes

Los contaminantes introducidos en los BTF's, forman el carbono como fuente de energía para la actividad microbiana. El hidrógeno y el oxígeno se encuentran en el aire, en el medio de crecimiento y, a veces, en los COVs. La disponibilidad de los otros macronutrientes (N, P, K y S) y micronutrientes (vitaminas y metales) se encuentra parcialmente en los materiales filtrantes utilizados en el BTF.

Los nutrientes para el crecimiento microbiano se suministran a través del líquido recirculante, que es el método más utilizado. Las soluciones de nutrientes más comunes utilizadas en los BTF's. son KH_2PO_4 , $\text{Na}_x\text{H}_{(3-x)}\text{PO}_4$, KNO_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4Cl , NH_4HCO_3 , CaCl_2 , MgSO_4 , MnSO_4 , FeSO_4 , Na_2MoO_4 , y las vitaminas (B1, etc.). La adición de estos compuestos a través del líquido recirculante, se relaciona directamente con el crecimiento de la población microbiana, pues si existe exceso de nutrientes acelera el proceso de acumulación de biomasa, si por el contrario existe limitación de nutrientes la velocidad de formación de biomasa nueva es menor que la velocidad de muerte celular (Singh y Ward 2005).

Figura 3. Nutrientes utilizados por microorganismos.



Fuente: Adaptado de: (Cox y Deshusses 2001)

4.7.8 Líquido recirculante

La velocidad del líquido recirculante, expresada en velocidad superficial del líquido, debe estar dentro del rango típico de 0.01 a 10 m h^{-1} con un valor promedio de 0.1 m h^{-1} (Deshusses y Gabriel 2005). En que la velocidad escogida sea alta o baja tiene efectos sobre el desarrollo del BTF; si es alta, puede observarse un incremento de la capacidad de eliminación atribuido al aumento de superficies de biopelícula humedecida o a la reducción de la resistencia a la transferencia de masa en la fase líquida además de que se remueven más rápido los ácidos producidos; si es baja ayuda a reducir la resistencia la transferencia de masa de contaminantes hidrofóbicos al no haber tantas capas de líquido cubriendo la biopelícula (Cox y Deshusses 2001).

En la fase líquida recirculada en contracorriente (aire fluyendo hacia arriba), el aire justo antes de salir del BTF puede recoger parte del contaminante que se halla en la fase líquida, lo que conlleva a la reducción de la eficiencia de eliminación del sistema (Cox y Deshusses 1998), la ocurrencia de este fenómeno depende de la concentración de contaminante disuelta en la fase líquida lo que a su vez se influencia de parámetros como los sistemas con transferencia de masa limitada (Deshusses y Gabriel 2005).

4.7.9 Caída de presión

La caída de presión a través de un BTF es un parámetro importante, pues es tomado en cuenta en los costos de operación, ya que tiene implicaciones en los costos de compresión del gas y de bombeo del líquido (Trejo 2001). Altas caídas de presión en el lecho son indicadoras de problemas de carácter físico en el biofiltro como acanalamientos, taponamiento, creación de zonas anaerobias y decrecimiento en la eficiencia de eliminación (Alonso et al. 2001). Para un BTF la caída de presión oscila 1 y 10 hPa (Detchanamurthy y Gostomski 2012).

En general, la caída de presión aumenta aproximadamente de forma lineal con la velocidad del flujo de gas (Yang y Allen 1994); aunque en condiciones de elevados caudales y concentración de biomasa el aumento es de forma exponencial (Morgan et al. 2001).

Algunos de los factores que influyen sobre la caída de presión son las características del lecho, la velocidad de flujo, el contenido de humedad, la densidad de la biomasa, las dimensiones del BTF y en especial la altura del lecho empacado que influyen en la compactación del material de soporte, generalmente los valores de altura del lecho suelen estar comprendidos entre 0.5 y 2 m (Delhoménie y Heitz 2005).

Un tamaño de material de soporte muy pequeño, a pesar de ofrecer suficiente cantidad de área superficial, limita el paso de los flujos de gas y líquido. A su vez, el impacto de la velocidad del flujo de gas es también importante; muchos autores han demostrado que a mayor velocidad superficial del gas más significativa es la caída de presión (Delhoménie y Heitz 2005).

El crecimiento de la biomasa es otro de los factores de gran influencia; el aumento del espesor de la biopelícula contribuye a la disminución de los caminos intersticiales y la reducción de los espacios vacíos disponibles para el flujo de aire y de líquido incrementándose la resistencia al paso. Este incremento con el aumento de biomasa significa que se obtiene menor caída de presión si el crecimiento de la biomasa está distribuido a lo largo de toda la columna y no está concentrado en una sola región (Datta y Allen 2005).

5. METODOLOGÍA

5.1 Localización del Experimento

La presente investigación se llevó a cabo en el laboratorio de Control de la Contaminación Atmosférica y en el Laboratorio de Microbiología Ambiental y Aguas de la Universidad del Valle, ambos situados en la ciudad Santiago de Cali (Valle del Cauca, Colombia), ésta ciudad se encuentra ubicada a 1004 msnm, con posición geográfica de 3°22' de latitud norte y 76°32' de longitud oeste; las condiciones climáticas predominantes fueron las de clima cálido con temperatura promedio de 24,2°C, humedad relativa entre 68 y 77 % y una presión barométrica promedio de 905 hPa (IDEAM 2015).

5.2 Descripción de la Unidad Experimental

La unidad experimental consistió en una planta de generación y tratamiento biológico de gases construida a escala banco (Figura 6). La planta consta de dos etapas; en la primera etapa se genera aire contaminado con vapores de xileno y en la segunda etapa se lleva a cabo la biodegradación de dichos vapores utilizando dos BTF's operados en paralelo y empacados con dos materiales diferentes.

5.2.1 Sistema de generación de aire contaminado con vapores de xileno

Inicialmente el aire obtenido de un compresor (C) con un caudal de $0,036 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ es pasado a través de un filtro (FA) para retener partículas o aceite del compresor (Figura 6). Una vez el aire es purificado su presión es regulada por un regulador de presión (RP) y su caudal es determinado a través de válvulas de aguja (V) y diferenciales manométricos (DHg) y (DA); la calibración de éstos diferenciales manométricos se realizó acorde con el Anexo 2; una vez ajustada la presión y las válvulas de aguja el flujo de aire es dividido en dos, uno para ser saturado con xileno y el otro como aire de dilución.

Los vapores de xileno se obtienen a partir del burbujeo de aire en un burbujeador (BX) con xileno comercial (96% v/v) a 30°C de temperatura, la cual es regulada a través de un baño de agua ajustada por un controlador de temperatura automático (CT) que recibe las señales de entrada mediante una termocupla (T) tipo J y envía las señales de salida a una resistencia (RE). Posteriormente, el aire de dilución y aire saturado con xileno se mezclan en un balón de 1L de capacidad para obtener la concentración de xileno requerida en la corriente de aire a la entrada de los BTF's. Los balances de materia realizados para establecer los flujos mencionados se encuentran en el Anexo 1. Finalmente, el gas se hace pasar por un muestreador (ME) para la toma de muestras de aire que entran a los biofiltros 1 y 2.

5.2.2 Sistema de biodegradación

Los BTF's se construyeron en acrílico transparente cilíndricos y sin costura, de 125 cm de altura y 9,6 cm de diámetro. Cada BTF a su vez se compone de tres secciones con las siguientes dimensiones 40 cm para la parte superior, 35 cm parte media y de 50 cm la parte inferior y un lecho empacado de 90 cm (30 cm por cada sección BTF). Las secciones

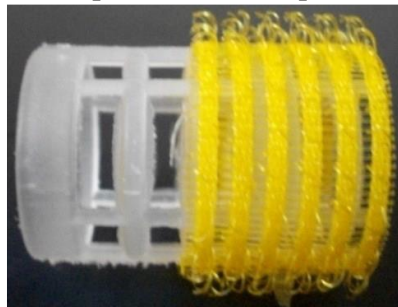
inferior y superior se diseñaron con longitudes mayores, con el objetivo de lograr un espacio en la sección inferior para almacenar y recircular la solución nutritiva de manera continua y en la sección superior para incluir el plato distribuidor de la solución nutritiva; las secciones están separadas por platos distribuidores, los cuales son de acrílico del mismo diámetro del reactor, un espesor de 0.5 cm y 172 orificios de 0,3 cm de diámetro, a diferencia del plato inferior el cual fue diseñado con 152 orificios de 0,4 cm de diámetro (Figura 7). Los BTF's contaron con puertos de muestreo localizados en la parte media de cada una de las tres secciones empacadas. La Figura 6, muestra el esquema de la planta a escala banco y los BTF's con sus dimensiones.

Los BTF's fueron empacados con dos materiales diferentes. El primer reactor (BTF1) se llenó con una esponja porosa de plástico de poliuretano cortada en trozos en forma de cubo a 2,5 x 2,5 x 1,5 cm (Figura 4). El segundo (BTF2) se empacó con anillos de plástico de polipropileno cubierto de un material adherente y con numerosas perforaciones (Figura 5). En la Tabla 9 se presentan algunas de las características de estos materiales.

Figura 4 Material de Soporte – Esponja porosa de poliuretano



Figura 5 Material de Soporte Anillos de plástico de polipropileno.



Estos materiales de soporte se introdujeron en cada sección de los biofiltros hasta una altura de 30 cm para completar una altura total de lecho empacado de 90 cm, se dejó un espacio de 5 cm entre el plato de distribución y la zona empacada para permitir una distribución homogénea del líquido y del gas en cada sección.

Tabla 9. Propiedades de los Materiales de Soporte (Ver Anexo 3).

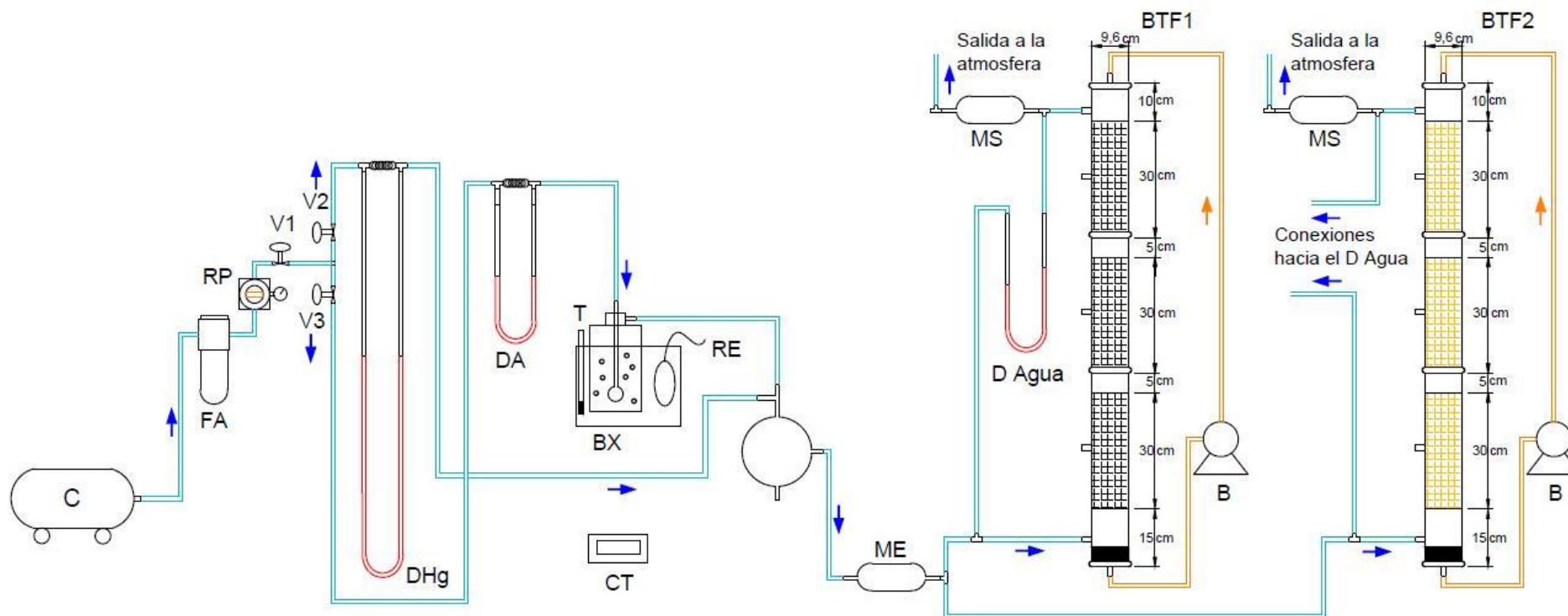
Propiedad	Definición	Material BTF 1	Material BTF 2
Material de Soporte	Plástico	Poliuretano	Polipropileno
Diámetro equivalente de partícula	Se define como el diámetro de una esfera que tiene el mismo volumen que la partícula.	2.5 cm	2.3 cm
Volumen aparente	Volumen bruto ocupado por un empaque determinado	18.3 cm ³	21.2 cm ³
Volumen efectivo	Producto del Volumen bruto del empaque por la porosidad del mismo	1.51 cm ³	1.75 cm ³
Porosidad	La porosidad se define como la relación entre el volumen de huecos del lecho y el volumen total (huecos más sólido) del lecho	90-97%*	93%

* Tomado de (Kennens 1998)

El flujo de aire que entró a los BTF's estuvo a una presión de 17 psi, valor que está por debajo de la presión de entrada al sistema (18 psi), dicha diferencia se presentó por las pérdidas por fricción en tuberías, accesorios y equipos. Este flujo de aire contaminado entró por la parte inferior de los BTF's atravesando el lecho empacado.

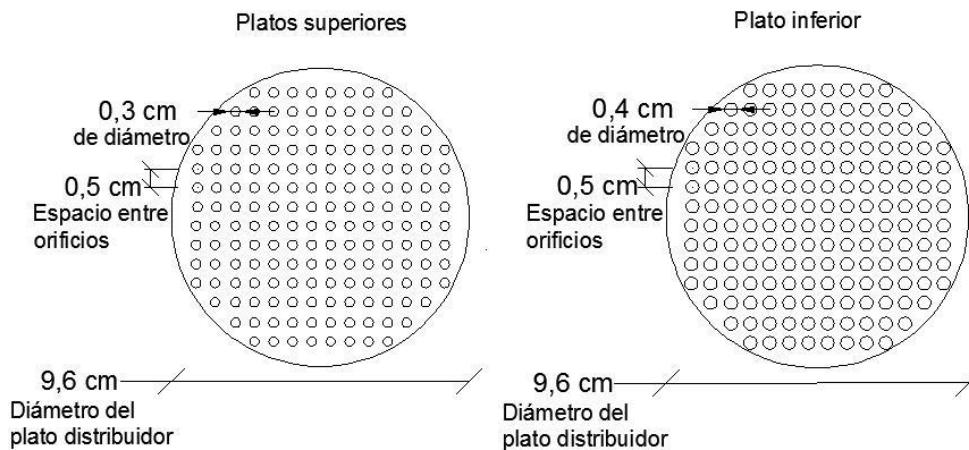
El aire tratado sale de los BTF's por la parte superior de manera independiente y pasando por dos muestreadores (MS), en el que se recogen las muestras de salida para posteriores análisis de eliminación y eficiencia del sistema. La entrada y la salida del reactor están conectadas a cada una de las ramas de un tubo en U con agua, para medir la caída de presión en los reactores (Dag).

Figura 6. Esquema planta escala banco



EQUIPOS							
C	Compresor	DHg	Diferencial de Mercurio	RE	Resistencia Eléctrica	D Ag	Diferencial de Agua
FA	Filtro de Aire	DA	Diferencial de Aceite	CT	Controlador de Temperatura	BTF1	Biofiltro Percolador 1
RP	Regulador de Presión	T	Termocupla	ME	Muestreador de Entrada	BTF2	Biofiltro Percolador 2
V	Válvula de aguja	BX	Burbujeador de Xileno	MS	Muestreador de Salida	B	Bomba de Recirculación

Figura 7. Esquema platos distribuidores.



La alimentación de la solución nutritiva hacia los BTF's se hizo desde la parte superior mediante una bomba peristáltica de 6-600 rpm, marca Master Flex, mientras la fase gaseosa se realizó desde la parte inferior, es decir, el sistema operó en contra-corriente. Una vez el líquido fue bombeado hasta la parte superior de los BTF's, entraba en contacto con el plato distribuidor superior, permitiendo que el líquido se dispersara sobre la base del plato y percolara uniformemente a través del lecho empacado de cada BTF.

5.3 Nutrientes

La adición de nutrientes se llevó a cabo por la parte superior de los BTF's ya que de esta manera al tiempo que se aportan los nutrientes necesarios para el metabolismo celular, se regula el contenido en humedad del material de soporte. La composición de la solución nutritiva corresponde a la empleada por (Trejo-Aguilar et al. 2005); pero con algunas variaciones realizadas por (Caicedo y Guerrero 2011) quienes adicionaron EDTA y $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ directamente a la solución de macronutrientes debido a la baja solubilidad de estos compuestos y en lugar de usar $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ como fuente de Nitrógeno, se usó NH_4NO_3 , manteniendo la misma cantidad de nitrógeno en el medio pero disminuyendo la de reactivo utilizado; éste último reactivo ya ha sido usado en otros estudios como lo reporta (Shareefdeen y Singh 2005). Las Tablas 10 y 11 muestran los reactivos utilizados en la preparación de la solución de macronutrientes y de elementos traza. Una vez preparada, fue filtrada con filtros de papel especial de porosidad de 0.5 micras con el fin de esterilizar la solución.

Tabla 10. Solución de macronutrientes

Reactivo	g/L
NH_4NO_3	1.630
KH_2PO_4	2.535
$\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	3.140
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1.500
$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.150
EDTA	0.038
$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.052
Solución mineral	5mL

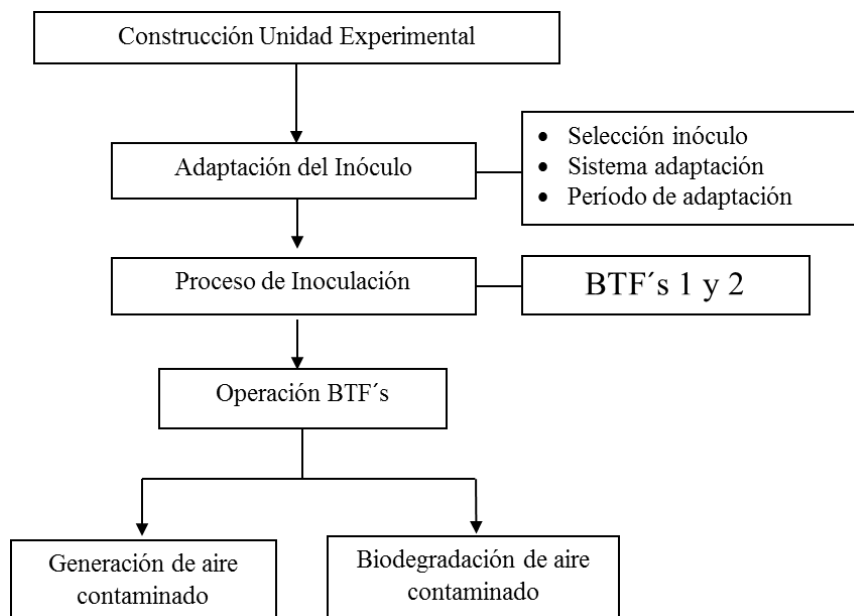
Tabla 11. Elementos traza (solución mineral).

Reactivo	g/100mL
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0.144
MnSO ₄ .H ₂ O	0.084
CuSO ₄ .5H ₂ O	0.025
CoCl ₂ .6H ₂ O	0.026
H ₃ BO ₃	0.00662
NiCl ₂ .6H ₂ O	0.009
Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	0.049

5.4 Secuencia de Experimentación

El estudio de la eliminación de vapores de xileno se llevó a cabo en 2 fases: adaptación e inoculación y operación de los BTF's.

Figura 8. Secuencia de la experimentación.



5.4.1 Selección del inóculo

El inóculo fue aislado del lodo sedimentado del centro de la laguna de oxidación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa Smurfit Kappa Cartón de Colombia S.A., se tuvo en cuenta que el lodo presentara un pH neutro (cercano a 7) teniendo en cuenta que es en estos valores en los que los microorganismos se desarrollan mejor.

5.4.2 Descripción del sistema de adaptación de microorganismos

El proceso de adaptación del lodo activo se efectuó utilizando dos reactores de vidrio de 5 litros de capacidad con un sistema de aireación continuo (Figura 9), en los que se introdujeron inicialmente 1,5 litros de inóculo decantado (durante 1 día) junto con 1,5 litros de solución nutritiva descrita en las Tablas 10 y 11. Cada uno de los reactores

aireados se alimentó con 0.3 ml de xileno cada 48 horas. El oxígeno se aportó de forma continua mediante una bomba con capacidad de 20 L/min; los gases de los reactores fueron conducidos al exterior de laboratorio. Cada 48 horas (etapa), después de 2 horas de decantación, se retiró el sobrenadante y se completó a 3 litros con una nueva solución nutritiva y 0.3 ml de xileno bajo las mismas condiciones anteriores. A lo largo del periodo de funcionamiento de los reactores de adaptación se realizó un seguimiento del pH, el cual fue regulado mediante el cambio de nueva solución nutritiva y del comportamiento de la concentración de biomasa en términos de sólidos suspendidos volátiles.

Figura 9. Sistema de adaptación de microorganismos.



5.4.3 Período de Adaptación del inóculo

Los cambios de solución nutritiva y adición de xileno cada 48 horas (una etapa) en cada uno de los reactores, hicieron que los microorganismos después de 76 días lograran adaptarse al consumo de xileno. La eficiencia de degradación del contaminante, se determinó realizando mediciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) al inicio y al final de cada cambio, el procedimiento es mostrado en el Anexo 4; mientras la concentración de biomasa presente se obtuvo a través de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) medidos diariamente a lo largo del período de aclimatación.

5.4.4 Proceso de Inoculación

Antes de la inoculación el material de soporte fue introducido en autoclave a 121°C y 15 psi durante 15 minutos; los BTF's y recipientes de preparación del inóculo fueron esterilizados con alcohol al 70%. El inóculo aclimatado fue distribuido de manera uniforme sobre los materiales de soporte por separado en dos recipientes, luego se procedió a empacar el lecho en cada sección de los BTF's, una vez empacado el lecho filtrante se llenaron los BTF's con solución nutritiva, la concentración de este medio mineral se presenta en las Tablas 10 y 11. Los BTF's fueron dejados en reposo durante 24 horas, para asegurar la fijación de la biomasa al material de soporte; luego se burbujeó por la parte inferior de los BTF's una corriente de aire contaminado con xileno a 100 ppm durante 1 semana para determinar el período de arranque del sistema.

5.5 Operación de los BTF's

Las condiciones de puesta en marcha de los BTF's fue en estado estacionario, la dirección de alimentación de la fase gaseosa fue de abajo-arriba, mientras la del líquido se hizo arriba-abajo escurriendo sobre la base del plato distribuidor para humedecer el lecho empacado uniformemente. La planta a escala banco operó 24 horas diarias durante 89 días en modo continuo. En la Tabla 12 se resumen las características de los BTF's así como también las condiciones de operación.

Tabla 12. Características de los BTF's y condiciones de operación.

<i>Parámetro</i>	<i>Valor</i>
Material de Soporte	Inertes
Área Transversal (cm ²)	72.38
Altura Total (cm)	125
Altura del lecho (cm)	90
Caudal (m ³ /h)	0.521
Presión a la entrada de los BTF's (psi)	17
Temperatura de entrada del flujo a los BTF's (°C)	30
Tiempo de Operación (días)	89
Dirección de los flujos	Contra corriente
Concentración de xileno a la entrada (ppm)	100, 300, 700 y 1300
Carga Superficial (m ³ /m ² -h)	36
Carga Contaminante (g/m ³ -h)	17.37, 52.1, 121.57 y 225.78
Tiempo de Residencia del gas (s)	90
Velocidad superficial del líquido (m/h)	1.92
Tiempo recirculación líquido	Continuo
pH BTF 1	5.76 ± 0.97, 5.76 ± 1.1, 5.83 ± 0.8, 6.85 ± 0.36
pH BTF 2	7.21 ± 0.54, 7.94 ± 0.43, 7.31 ± 0.22 y 7.37 ± 0.17

A lo largo de todo el experimento, se mantuvieron constantes parámetros como el tiempo de residencia del gas, el caudal, la carga superficial, la temperatura del gas de entrada, el área transversal del biofiltro, el volumen del lecho, el flujo de recirculación y la presión del flujo a la entrada de los BTF's. Paralelamente al desempeño de los BTF's a través del estudio se midieron otros parámetros como la temperatura en cada una de las secciones de los BTF's, caída de presión y pH. En la Tabla 13 se presenta un resumen con las variables que intervinieron clasificadas de acuerdo a su tipo.

Tabla 13. Variables de la Unidad Experimental.

Tipo	Variable
Independiente	Concentración de entrada del xileno
De respuesta	- Concentración de salida del xileno - Capacidad de eliminación - Eficiencia de eliminación - Biomasa total
De Control	- Temperatura en el lecho empacado - Caída de presión a través de la columna - Temperatura y presión de la corriente de gas a la entrada del sistema - pH de la solución nutritiva

Los caudales de aire de dilución (F_2) y aire saturado con xileno (F_4) para la concentración de entrada establecida para cada corrida, fueron desarrollados de acuerdo a los balances establecidos por Arteaga y Correa (2002) Ver Anexo 1. Los valores de las corrientes, calculados para cada concentración de entrada, son mostrados en la Tabla 14.

Tabla 14. Caudales de operación para la planta.

Concentración (ppmv)	Caudal en F2 (L h ⁻¹)	Caudal en F3 (L h ⁻¹)
100	483.60	5.35
300	472.90	16.05
700	451.51	37.44
1300	419.41	69.54

Los experimentos realizados, se hicieron con el objetivo de evaluar la eficiencia de eliminación (ER) y la capacidad de eliminación (CE) del xileno presente en una corriente de aire; para ello se midieron diariamente, las concentraciones de salida y entrada del contaminante de los BTF's, siendo los valores de este último los que marcaron la diferencia entre una corrida y otra.

Procedimiento diario durante las corridas: Durante los 89 días en modo continuo de operación, diariamente se hicieron paradas de 45 minutos para la revisión del sistema, toma de muestras y mantenimiento de las condiciones de operación. El procedimiento seguido durante las corridas se describe en el Anexo 7.

Muestreo: Las muestras de aire de entrada y salida de los BTF's fueron tomadas de los muestreadores ME y MS respectivamente (Figura 6) con una frecuencia de una vez por día en la mañana o en la tarde alternativamente. Cada muestra fue tomada con su réplica.

El procedimiento para la captura de muestras y almacenamiento de las mismas, fue el empleado por (Valencia et al. 2002) con las diferencias de los volúmenes de muestra tomada y de los viales (o ampollas) que para el presente trabajo de investigación fueron de 5 y 15 mL respectivamente.

5.6 Descripción de los Métodos Analíticos

Los parámetros operacionales como la concentración de xileno a la entrada y salida de los BTF's, pH, temperatura, caída de presión y DQO se midieron diariamente, a diferencia de la biomasa que se midió al inicio, etapa media y final de la operación de los BTF's; la Tabla 15 muestra los equipos y procedimientos empleados.

Tabla 15. Equipos y frecuencias de medición

Parámetro	Equipo de Medición	Procedimiento
Concentración de xileno en la fase gaseosa	Cromatógrafo de gases con detector de ionización de flama (FID) Shimadzu 14B, equipado con una columna ATTM – 1, de polidimetilsiloxano, no polar, semicapilar. Las temperaturas de operación en el cromatógrafo fueron 160°C para el inyector, 220°C para el detector y 150°C para la columna. La curva de Calibración se presenta en el Anexo5.	A tomarse en la entrada y salida del BTF
Temperatura	Termocupla tipo J	Se inspeccionan los tres puertos de muestreo situados en la parte media de cada una de las 3 secciones.
pH	pH metro portátil, WTW 3400 i / SET	Esta variable fue regulada retirando el líquido de recirculación y adicionando nueva solución nutritiva cuando el pH del primero se acidificaba.
Caída de Presión	Manómetro de vidrio en forma de U, tipo burdon	Se emplea como fluido manométrico agua, para caídas de presión hasta de 300 mm de agua. Las diferencias de alturas se relacionaron con la caída de presión en el reactor mediante la ecuación manométrica diferencial: $(P_1 - P_2 = \rho g h)$.
DQO	Calentador eléctrico Tubos con tapa rosca Espectrofotómetro	Mediciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) al inicio y al final de cada cambio (etapa), el procedimiento es mostrado en el Anexo 4.
Biomasa	Espectrofotómetro	Sólidos volátiles medidos en la etapa de inicio, media y final de la operación de los BTF's.

6. RESULTADOS Y ANÁLISIS

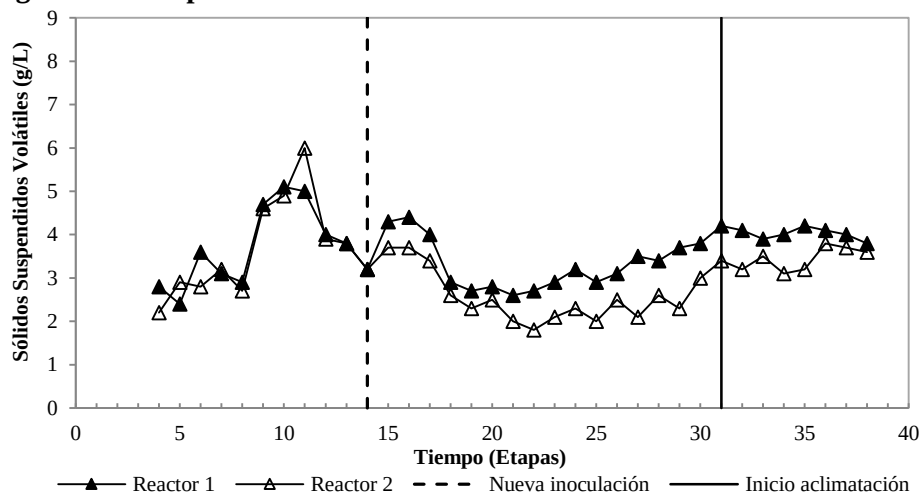
En este capítulo se muestran los resultados experimentales obtenidos de la adaptación del inóculo y la operación de los BTF's a escala banco. En cada una de estas se identificaron las condiciones de operación. Las variables de respuesta analizadas para la adaptación del inóculo fueron: DQO y sólidos suspendidos volátiles; mientras que para la operación fueron: concentración de contaminante a la salida de los BTF's, eficiencia de eliminación (ER) y capacidad de eliminación (CE). Ver Tabla 18.

6.1 Adaptación del Inóculo

6.1.1 Crecimiento de la población microbiana

El comportamiento de la concentración de biomasa presente en los reactores en términos de sólidos suspendidos volátiles se puede observar en la Figura 10. En las primeras etapas del proceso se observa un incremento en la concentración de biomasa hasta la etapa 10 (día 20), lo que indica asimilación del sustrato. Posterior a ésta etapa la concentración de biomasa en los reactores 1 y 2 disminuyó hasta la etapa 14 (día 28) en un 37.2% y 46.6% respectivamente, esto debido a los cambios de solución nutritiva realizados hasta el momento cada 48 horas (una etapa) en cada uno de los reactores, para contrarrestar este efecto se realizó una nueva inoculación en la etapa 14 (día 28) con lodo activo concentrado en cada reactor hasta completar el volumen inicial de 1.5 L.

Figura 10. Comportamiento de la concentración de biomasa en los reactores.



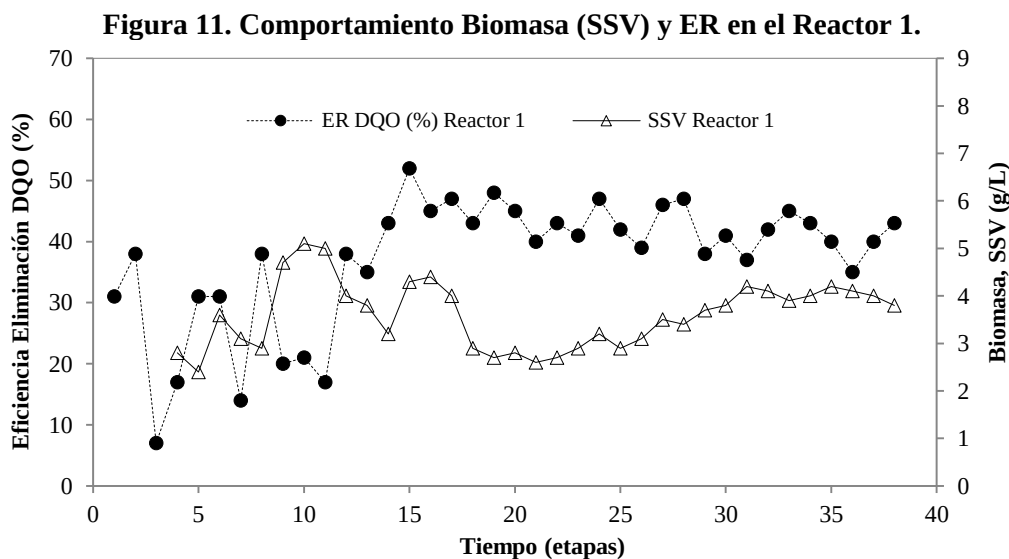
Una vez realizada la nueva inoculación, los reactores experimentaron un ligero ascenso en la velocidad de crecimiento durante las dos etapas siguientes, seguido de una disminución del 41 y 51% en los reactores hasta las etapas 21 y 22 (día 42 y 44), la cual puede atribuirse a factores como los revelados por (Elías et al. 2010), donde la disminución de células vivas y muertas en un proceso de aclimatación continuo para tolueno fue de un 10%.

La recuperación de ambos reactores se logró en la etapa 31 (día 62) hasta alcanzar valores de 4.2 g L^{-1} y 3.4 g L^{-1} . La concentración máxima de biomasa en los reactores luego de la estabilización durante las etapas 31 a 38 (día 62 a 68) alcanzó valores promedio de 4.0 ± 3.81 y de 3.4 ± 3.25 , lo que indica que el inóculo se enriqueció en un 30 y 35.3%, es decir, pasó de 2.8 g L^{-1} a 4.0 g L^{-1} en el reactor 1 y de 2.2 g L^{-1} a 3.4 g L^{-1} en el reactor 2 durante el período de adaptación.

Un estudio de identificación de especies microbianas realizado en este proceso arrojó que la especie *Flavobacterium* spp. se mantuvo hasta el final de la experimentación. Mientras que las especies *Halomonas* spp., *Thauera* sp., *Sphingobacterium* spp. y *Pseudomonas* sp. aumentaron al final de la aclimatación, siendo estos cinco grupos los más abundantes al final del proceso. Especies como *Pseudomonas* sp. y *Thauera* sp. clasificadas en las clases γ -proteobacteria y β -proteobacteria respectivamente se han encontrado en consorcios degradadores de BTX. Siete especies únicas de *Pseudomonas* fueron identificadas en un consorcio degradador de BTEX (Littlejohns y Daugulis, 2008) y *Thauera* sp. fue la banda principal de un lodo activado adaptado a 50 ppm de xileno (Park y Sang, 2007).

6.1.2 Comportamiento de la biomasa y el sustrato

En las Figuras 11 y 12 se representa el comportamiento de la concentración de biomasa y la eficiencia de eliminación en términos de DQO en los reactores 1 y 2, ésta última al ser una medida indirecta del carbono presente en el medio proporciona información acerca del consumo de xileno en cada reactor. Los resultados de la eficiencia de eliminación en ambos reactores durante las primeras 15 etapas (30 días) fueron en promedio de 28.9% y 30.7% respectivamente. Esta eficiencia fluctuante se debió principalmente a dos factores al proceso de asimilación al sustrato y a la disminución de biomasa experimentada en los cambios de solución nutritiva durante los primeros días del proceso.

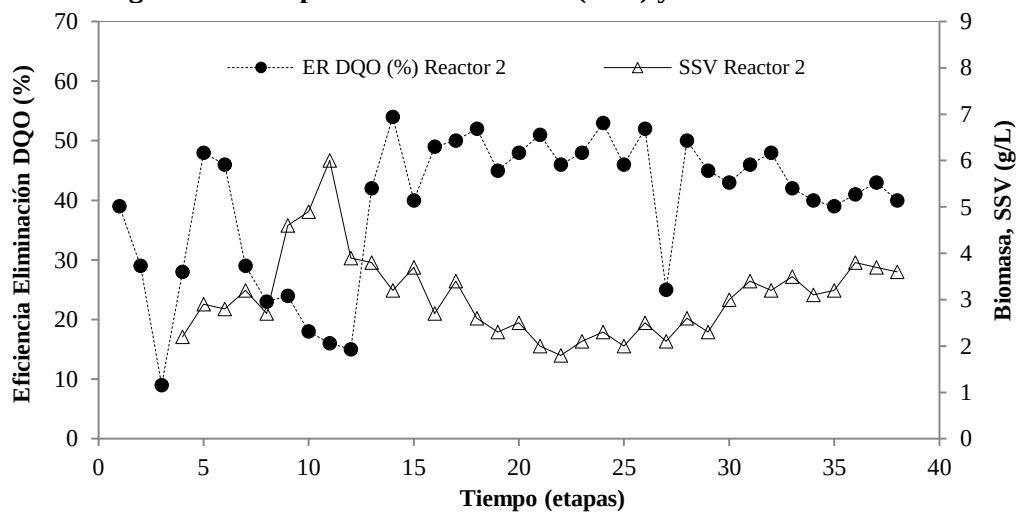


Por otro lado, cuando los reactores alcanzaron una máxima eficiencia de eliminación de DQO del 52% y 54% en las etapas 15 y 14 (días 30 y 28) del proceso, se obtuvieron concentraciones de biomasa de 4.3 y 3.2 g L^{-1} . El reactor 2 con un 25.6% menos de

biomasa que el reactor 1 alcanzó una mayor asimilación al sustrato, situación atribuible a que no toda la biomasa presente en determinado instante participa activamente en la degradación del contaminante; un estudio realizado por Zuber (1995) citado por Cox y Deshusses (1999) demostró que un aumento de biomasa en un BTF para la eliminación de cloruro de metileno parte de la biomasa presente no cuenta con capacidad degradativa.

Por último, la eficiencia de eliminación de DQO logró estabilizarse en un 45% hasta llegar a un promedio de 42.4% y 44.5% ligeramente constante a partir de la etapas 16 y 19 (días 32 y 38) respectivamente; y con valores de concentración de biomasa en promedio de 3.5 y 2.75 g L⁻¹; capaces de dar respuesta al contaminante al ser fijada en el material de soporte dentro de los BTF's.

Figura 12. Comportamiento Biomasa (SSV) y ER en el Reactor 2.



6.1.3 Comportamiento del pH en la aclimatación

A lo largo del proceso los reactores 1 y 2 presentaron un coeficiente de variación de 2.36% y 1.94% respectivamente, el reactor 1 arrojó un valor pH promedio de 7.2 ± 0.17 y el reactor 2 un valor de 7.21 ± 0.14 ; lo que indica que el pH durante la aclimatación no presentó variaciones significativas. La regulación del pH, consistió en el retiro de solución y adición de una nueva cada 72 horas; los valores cercanos al neutro corresponden a los reportados por (Deshusses y Gabriel 2005). Esta tendencia de neutralidad fue la que contribuyó a un mejor desempeño de adaptación y a la velocidad de crecimiento de los microorganismos.

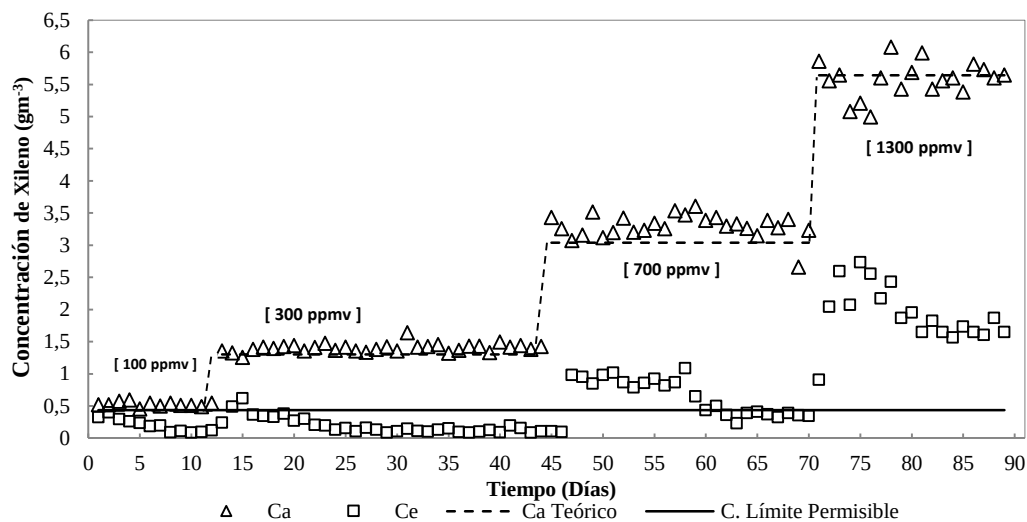
6.2 Influencia del comportamiento de las concentraciones afluentes (Ca) con respecto a las concentraciones efluentes (Ce)

En las Figuras 13 y 14 se muestra el comportamiento de los BTF1 y BTF2 en términos de la concentración de entrada y salida. Las concentraciones de entrada fueron de 0.53 ± 0.04 gm⁻³ para la fase I, 1.40 ± 0.07 gm⁻³ para la fase II, 3.29 ± 0.18 gm⁻³ para la fase III y 5.57 ± 0.27 gm⁻³ para la fase IV. Como se puede observar las concentraciones de entrada de las cuatro fases en que operó la planta variaron ligeramente respecto a las concentraciones estándar bajo las cuales se deseaban operar los BTF's; la diferencia en estos valores obedeció a inconvenientes en el control de flujo de aire, viéndose reflejado

en la eficiencia de eliminación de los BTF's. Esto ocurrió principalmente a concentraciones de entrada de 700 ppmv (3.04 gm^{-3}) con valores de 3.29 ± 0.18 y $3.31 \pm 0.18 \text{ gm}^{-3}$ para los BTF's 1 y 2 respectivamente.

Los diferencias presentadas en las concentraciones afluentes para las fases I y II fueron más pequeñas en comparación con los diferencias experimentadas en las fases III y IV lo que indica que a medida que se aumentó la concentración de xileno a la entrada de los BTF's, resultó más difícil asegurar una concentración afluente constante en los flujos de aire. Los datos experimentales obtenidos se encuentran en el Anexo 6.

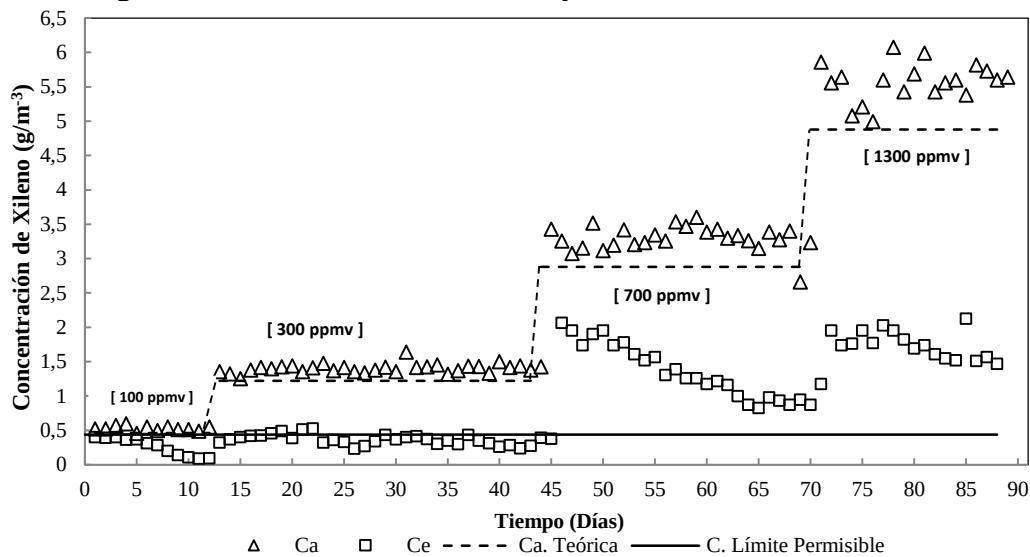
Figura 13. Concentraciones afluentes y efluentes de xileno en el BTF1.



Respecto a las concentraciones de salida, se encontró que desde el primer día siempre estuvieron por debajo de las concentraciones de entrada indicando que hubo eliminación del contaminante. En la primera fase de operación (12 días), para la concentración de 0.43 gm^{-3} , la concentración efluente en los BTF 1 y 2 presentó valores altos de 0.27 y 0.36 gm^{-3} respectivamente durante los primeros 7 días de operación, indicando el período de arranque en los BTF's, es decir, tiempo en el cual los microorganismos empezaron a responder a dicha concentración, a partir de ahí se alcanza un comportamiento más estable alcanzando concentraciones de efluentes más bajas.

La duración del período de arranque de la presente investigación fue menor contrastado con los períodos de arranque de 10 a 60 días obtenidos en estudios de degradación de xileno mediante BTF reportados por Iranpour et al. (2005); y mayor comparado con un estudio de biofiltración de xileno realizado por Saravanan y Rajamohan (2009) donde después de 2 y 4 días de operación continua logró alcanzar una ER constante; sin embargo, resultados similares han sido obtenidos por (Jorio et al. 1998; Caicedo y Guerrero 2011) donde en 6 días de operación continua lograron ER estables tras la inoculación del biofiltro con biomasa previamente adaptada al contaminante.

Figura 14. Concentraciones afluentes y efluentes de xileno en el BTF2.



En la segunda fase de operación (32 días), cuya concentración fue de 1.30 gm^{-3} , el BTF1 arrojó una concentración efluente de 0.24 gm^{-3} al primer día (13 días en total), siendo ésta el doble de la alcanzada a la salida de la última de la fase anterior; aquí se alcanza una máxima de 0.62 gm^{-3} al tercer día (15 días en total). El BTF2 presentó un incremento superior comparado con la respuesta del BTF1 al momento del cambio de fase, pues a partir del primer día (13 días en total) la concentración efluente fue de 3.5 veces mayor a la presentada en la última de la primera fase. Tal situación se atribuye al cambio en la concentración afluente de la primera a la segunda fase de operación de la planta. A pesar de esto, una vez que el BTF1 alcanzó un grado de estabilidad presentó concentraciones efluentes más bajas (de hasta 0.086 gm^{-3} al día 29 en total) mientras el BTF2 mostró al día 26 en total una concentración efluente 0.23 gm^{-3} .

La tercera fase de operación (26 días) cuando la concentración afluente fue de 3.04 gm^{-3} las concentraciones efluentes para el BTF1 durante toda la fase siempre estuvieron por debajo de las del BTF2, esto se evidencia en los valores de eficiencias de eliminación máximos de 93.1 y 75.64% alcanzados en los BTF's; de igual manera comparando las concentraciones efluentes mínimas de ambos BTF's el BTF1 logró una concentración efluente de 0.09 gm^{-3} , mientras que el BTF2 solo logró alcanzar una de 0.37 gm^{-3} .

En la última fase de operación (19 días), los BTF's 1 y 2, presentaron comportamientos de concentraciones efluentes elevadas con un promedio de 2.15 y 1.57 gm^{-3} ligeramente constantes durante los primeros 6 días de la cuarta fase, lo que indica poca respuesta al nuevo suministro de concentración afluente de 5.64 gm^{-3} ; solo hasta el día 11 (81 días en total) se logra obtener cierto grado de estabilidad donde la concentración efluente alcanza un coeficiente de variación de 5.61% y 5.18% respectivamente.

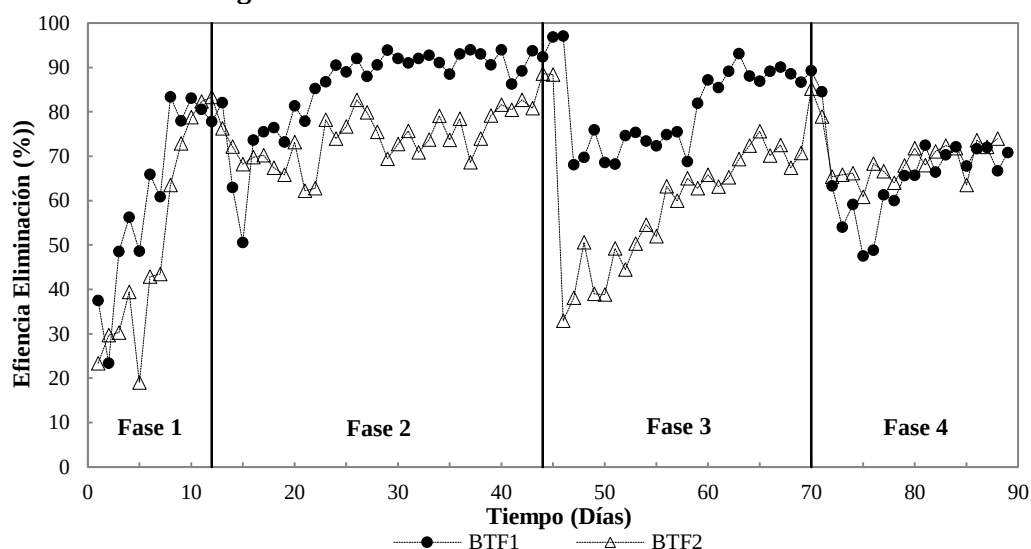
Por último, aunque los BTF's respondieron adecuadamente durante las cuatro fases solo las dos primeras fases demostraron un comportamiento óptimo dentro del rango de límite de exposición permisible recomendado para el xileno según: ACGIH, NIOSH y OSHA de 0.435 gm^{-3} (100 ppmv) (EPA 2007).

6.2.1 Eficiencia de Eliminación (ER)

En la Figura 15 se observan las eficiencias de eliminación (ER) de los BTF's 1 y 2 durante los 89 días de operación. Los valores máximos de eficiencia se alcanzaron durante la fase II donde aumentaron de 62.9 a 93.9% y de 72.1 a 82.7% para los BTF 1 y 2 respectivamente cuando fueron operados a concentraciones afluentes de 1.30 gm^{-3} y manteniendo una velocidad de flujo de $0.26 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$. El T_R del gas de 90s permitió un contacto suficiente del contaminante con los microorganismos para lograr la eliminación en estado estacionario. Las máximas eficiencias de eliminación obtenidas son similares a los reportadas por Qiang et al. (2006) quien operando dos BTF's con diferente material de empaque y concentraciones de entrada $< 3 \text{ gm}^{-3}$ obtuvo eficiencias de eliminación de 80 y 82%, igualmente Saravanan y Rajamohan (2009) obtuvo eficiencias de eliminación de 98, 82, 75 y 65% en la eliminación xileno empleado concentraciones de entrada en un rango de 0.2 a 1.2 gm^{-3} a diferentes caudales. Los valores elevados de eficiencias de eliminación del contaminante en ambos BTF's desde el inicio de la operación indican que tanto el período de adaptación del inóculo como el proceso de inoculación de los materiales de soporte empleados se realizaron con éxito.

Durante las fases I, II y III, la eficiencia de eliminación del BTF1 siempre estuvo por encima de la eficiencia registrada por el BTF2, la disminución en la eficiencia de eliminación del BTF2 en la fase III que cayó del 78.91 al 71.77%, se debió básicamente por acumulación excesiva de biomasa observada en los platos distribuidores del BTF ocasionando taponamiento e incremento en la caída de presión del sistema que varió de 1187.66 a 1209.45 Pam^{-1} , por lo que se procedió a realizar un lavado de los platos distribuidores con agua destilada; después del lavado la caída de presión recobró valores habituales de operación y la eficiencia del sistema alcanzó valores cercanos al 75% para una concentración operacional de $3.31 \pm 0.187 \text{ gm}^{-3}$. Smith et al. (1996), Alonso et al. (1998) y Kim et al. (2005) reportaron que el lavado es un método eficaz para el control de biomasa teniendo en cuenta que después el sistema recupera su rendimiento habitual; sin embargo, Yang et al. (2010) sostiene que los métodos físicos son eficaces para el control de biomasa pero que la aplicación a gran escala posee desventajas tales como alto consumo de energía, instalaciones auxiliares y compleja operación.

Figura 15. Eficiencia de Eliminación en los BTF's.



Otra razón por la cual se presentó la disminución en la eficiencia de eliminación en los BTF's, fue por el aumento en la concentración de xileno a la entrada y por el grado de compactación durante el funcionamiento de los reactores que aumentaron la velocidad de transferencia del contaminante a la biopelícula y la producción de biomasa. Un estudio revelado por Jorio et al. (2000) demostró que el rendimiento de un BTF depende de la concentración y biodegradabilidad del contaminante. Por su parte, Wanner et al. (1995) reveló que un aumento en la concentración de entrada aumenta la producción de biomasa y provoca restricción al flujo del aire y caminos preferenciales que afectan la eficiencia de eliminación. Sin embargo, altas concentraciones de algunos contaminantes recalcitrantes pueden producir efectos de inhibición sobre el metabolismo de la actividad de la población microbiana (Leson y Winer 1991).

6.2.2 Capacidad de eliminación (CE)

Los valores de CE para el BTF1 se incrementaron de 4.86 a 166.73 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, mientras que para el BTF2 fueron de 4.95 a 173.11 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$. La tabla 16 presenta los valores de las capacidades de eliminación promedios de los BTF's obtenidos. Los resultados alcanzados en la fase I y II son similares a los reportados por Elmrini et al. (2004) donde la CE aumentó de 12 a 61 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$; y por Wu et al. (2006) que reportó valores de CE de 2 a 62 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$; ambos estudios basados en biofiltración de vapores de xileno.

De igual forma los resultados obtenidos en la fase III y IV, son comparables con los resultados publicados por Jeon et al. (2009) quienes lograron CE de isómeros de xileno en rangos de 100 a 180 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ en BTF's inoculados con *Pseudomonas* sp. NBM21 y *Rhodococcus* sp. BTO62 usando una mezcla de vidrio y cartón ondulado (Biosol) como material de soporte; y con el de Wu et al. (2006) quienes lograron CE de p-xileno 80 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ en BTF's inoculados con mezcla de compost y suelo.

Tabla 16. Capacidades de Eliminación BTF's 1 y 2

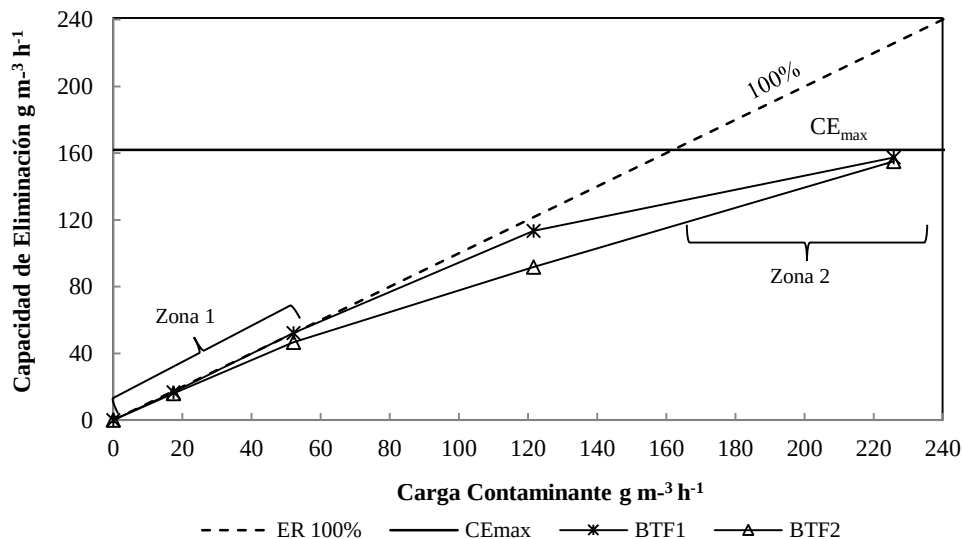
Fase	Ca, gm^{-3}	CC, $\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$	BTF 1	BTF 2
			CE, $\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$	
I	0,43	17,37	13.05 $\pm$ 4.01	10.81 $\pm$ 4.74
II	1,30	52,10	48.76 $\pm$ 6.13	41.70 $\pm$ 3.96
III	3,04	121,57	105.31 $\pm$ 12.74	80.36 $\pm$ 20.16
V	5,64	225,78	143.28 $\pm$ 21.56	156.95 $\pm$ 16.99

Ca, Concentración afluente.
CC, Carga Contaminante.
CE, Capacidad Eliminación.

Por otro lado, la CE de xileno se incrementó a medida que hubo cambio en la concentración afluente en cada una de las fases de operación; lo que indica una respuesta activa de los microorganismos a las cargas de choque repentinas al momento del cambio en las concentraciones a la entrada; sin embargo, es necesario realizar un análisis paralelo entre la CE y la CC para determinar la influencia de esta última variable en el desempeño de los BTF's para así mismo definir la carga óptima de operación de los reactores.

La Figura 16 muestra la variación de la CE del xileno en función de la CC aplicada a la entrada de los BTF's para una tasa de flujo de gas de $0.26 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ y un T_R del gas de 90s, bajo estas condiciones se pudo observar dos zonas bien diferenciadas. La primera cuando la CC es baja, la CE es igual a la CC, condición en la cual el sistema se encuentra operando a un 100% de eliminación, es decir, para cargas de entrada menores a $52.1 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ que corresponden a concentraciones de entrada menores a 1.30 gm^{-3} se alcanza una eficiencia de eliminación del xileno en los BTF's a valores cercanos del 100% de eliminación.

Figura 16. Capacidad de Eliminación vs Carga Contaminante.



Al incrementar la CC se alcanzó una condición en la que la curva de la CE empieza a separarse de la línea del 100% de eliminación, por tanto, el punto en el cual la CC excede el total de la CE se considera CE crítica para el caso del BTF1 ésta fue de $52.17 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ mientras que para el BTF2 fue $46.57 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$; para cargas de entrada entre $17.37 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ y $52.1 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, es decir, concentraciones de entrada entre 0.43 y 1.30 gm^{-3} condiciones en las cuales los BTF's 1 y 2 alcanzaron eficiencias cercanas al 100% de eliminación; para valores superiores a la CC crítica ($52.1 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$), la CE alcanzó un valor máximo (zona 2), los BTF's alcanzaron una CE_{max} de 157.35 y $154.97 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ para una carga de entrada de $225.78 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, en esta zona por el contrario los microorganismos encargados de la degradación no pueden asimilar todo el contaminante que se transfiere a la biopelícula.

La tendencia que mostraron los BTF's en la variación de la CE con relación a la CC fue de aumento hasta el punto máximo de CC donde la CE_{max} no aumentó más, durante este periodo se evidenció la respuesta activa de los microorganismos a las cargas de choque repentinas al momento del cambio en las concentraciones a la entrada y una rápida recuperación de los BTF's para manejar condiciones operacionales transitorias efectivamente. Observaciones similares han sido reportadas por Jorio et al. (2000) donde la CE disminuyó por un aumento de la tasa de flujo de gas y una alta concentración de xileno a la entrada.

Lo anterior expuesto, permite establecer que la eficiencia y CE de los BTF's evaluados en este estudio se vieron afectados por el incremento de la CC, de modo que la condición de operación más favorable para ambos BTF's fue para CC bajas. En este sentido el rango

óptimo de operación de la CC estuvo entre 17.37 y 52.10 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ condiciones en las cuales los reactores alcanzaron CE críticas y los valores de eficiencia de eliminación fueron de 93.9 y 82.7% para los BTF 1 y 2 respectivamente.

La CE a través de la eliminación del contaminante refleja de manera lineal el desempeño del biofiltro. Los datos bibliográficos para la CE de xileno obtenidos por diferentes autores se detallan en la Tabla 17. Se puede destacar que los valores máximos conseguidos en este estudio, 157.35 y 154.97 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, superaron en un 38 y 51% a las reportadas por Chen et al. (2010) y Caicedo y Guerrero (2011) con valores máximos de 97,7 y 78 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ usando Espuma de poliuretano peletizado y Cilindros polipropileno respectivamente como material de soporte para la eliminación de vapores de xileno. Lo que permite evidenciar un adecuado desempeño de los BTF's estudiados.

Tabla 17. Condiciones de operación y Capacidades de Eliminación Máxima para xileno.

Material de soporte	EBRT, s	Concentración, gm^{-3}	CE, $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$	ER, %	Autores
Turba	102	0,7-0,82	66	52	(Jorio et al. 1998)
Turba	56-150	1,39	61	96	(Elmrini et al. 2004)
Mezcla de compost y suelo	132	0,1-3,3	80	96	(Wu et al. 2006)
Mezcla de vidrio y cartón ondulado	20-118	0,3-11,8	41-160	>90	(Jeong et al. 2008)
Cachaza	42-168	0,2-1,2	17	93-98	(Saravanan y Rajamohan 2009)
Mezcla de vidrio y cartón ondulado	47	0,4-7,5	100-180	>90	Jeon et al (2009)
Espuma de poliuretano peletizado	30 -90	0.09-0.51	97.7	82,8	(Chen et al. 2010)
Cilindros polipropileno	106	1,3-2,6	78	89	(Caicedo y Guerrero 2011)

Sumado a esto, al realizar un paralelo entre las máximas eficiencias de eliminación presentadas en la mayoría de estudios presentados en la Tabla 17 (superiores al 80%) y las obtenidas durante el presente estudio 93.9 y 82.7% para el BTF1 y 2 respectivamente se demuestra el óptimo funcionamiento de los BTF's bajo las condiciones de operación establecidas y las diferentes cargas contaminantes experimentadas.

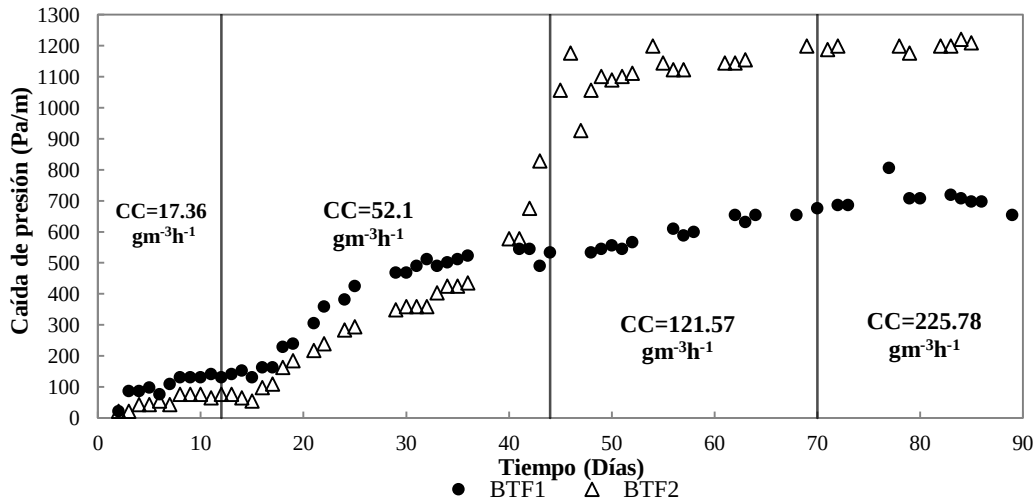
6.2.3 Caída de presión

La variación de la caída de presión en los BTF's 1 y 2, se muestra en la Figura 17. La caída de presión en los BTF's se mantuvo constante durante los días 7 al 14 de la experimentación con valores inferiores a 136.2 y 70.82 Pa m^{-1} respectivamente, hasta que al día 15 se inició un incremento de la caída de presión hasta alcanzar valores de 806.3 y 1220.35 Pa m^{-1} como consecuencia del contenido de humedad y el crecimiento de la biomasa que aumentó el espesor de la biopelícula.

El incremento en la caída de presión total en los BTF's fue de forma exponencial, respecto al incremento de la CC. Para el BTF1 la caída de presión varió de 130.75 a 533.9 Pa m^{-1} para CC de 17.37 a 52.1 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, sin embargo, alcanzó un valor promedio de 590.05 Pa m^{-1} para CC de 52.1 a 121.57 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, finalmente el último cambio de CC 121.57 a 225.78 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ no generó grandes cambios en la caída de presión para este reactor. De modo similar, la caída de presión en el BTF2 se incrementó de 76.27 a 828.09 Pa m^{-1} para CC

de 17.37 a 52.1 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, presentándose una mayor caída de presión de 828.09 a 1198.55 Pa m^{-1} cuando la CC pasa de 52.1 a 121.57 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, por último la CC de 121.57 a 225.78 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, no presentó cambios significativos.

Figura 17. Evolución de la caída de presión de los BTF's 1 y 2 en el tiempo de operación.



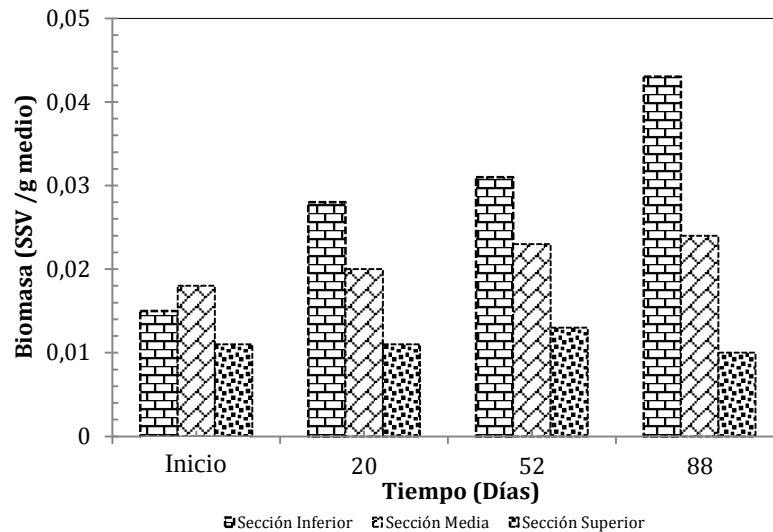
Durante las dos primeras etapas de operación la caída de presión del BTF1 estuvo por encima de la del BTF2, sin embargo, en las dos etapas restantes el BTF2 experimentó una mayor caída de presión comparada con la del BTF1, no habiéndose observado una compactación excesiva del lecho y siendo visible la retención de solución nutritiva y la película de biomasa formada sobre el relleno, éste incremento de la caída de presión se asoció principalmente a la acumulación de biomasa en el material de soporte (Anillos de plástico de polipropileno) producida por la elevada transferencia de masa del contaminante a la biopelícula, lo cual impedía el paso del flujo de aire a través de la columna; luego del lavado de los platos distribuidores con agua destilada (sección 6.2.1) la caída de presión alcanzó valores promedio de 1160.96 Pa m^{-1} durante las dos fases restantes recuperando su rendimiento habitual. Un estudio de evaluación de los coeficientes globales de transferencia de masa en BTF's para eliminación de vapores de xileno revelado por Melo y Silva (2015) arrojó mayor transferencia de masa en Anillos de plástico de polipropileno en comparación con la Esponja porosa de poliuretano.

Los resultados de caída de presión entre 19.61 y 806.3 Pa obtenidos en el BTF1, se encuentran en el rango típico característico de 1 a 10 hPa (100 a 1000 Pa) revelado por Detchanamurthy y Gostomski (2012) para biofiltros comunes. Por otro lado, los resultados de 588.3 y 1078.7 Pa alcanzados en los BTF's para concentraciones de entrada $< 3 \text{ gm}^{-3}$ son similares en el orden de magnitud a los valores reportados por (Qiang et al. 2006), quienes obtuvieron caídas de presión hasta de 850 Pa en un lecho empacado de 0.6 m de alto en un BTF de configuración similar al presente estudio.

La dinámica de la caída de presión guarda una estrecha relación con el crecimiento de la biomasa, que causa la reducción de la fracción vacía del lecho. Por esta razón se tomaron muestras de los medios filtrantes al inicio (día en el cual se realizó la inoculación), día 20, 52 y 88 y así evaluar el crecimiento de la biomasa en las secciones de los BTF's en

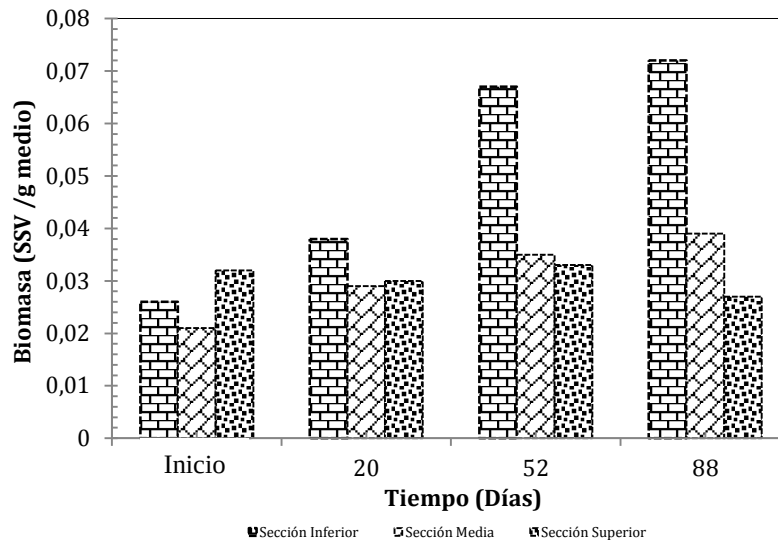
función de las distintas cargas contaminantes operacionales. Las figuras 18 y 19 muestran el crecimiento de la biomasa en las tres secciones de los BTF's.

Figura 18. Crecimiento biomasa en las secciones del BTF1.



La Figura 18 y 19, muestran el comportamiento del crecimiento de la biomasa en las secciones de los BTF's 1 y 2. Para el BTF1 se presentó una tendencia de crecimiento en la sección inferior que varió de 0.015 a 0.043 gSSV/gmedio; mientras en las secciones media y superior no se experimentaron grandes variaciones a lo largo del proceso de operación. La ER disminuyó de 74.6 a 70.7% para los días 52 a 88 de operación. Para el BTF2 el comportamiento fue similar al BTF1 en los días 0 a 52 con la diferencia del taponamiento ocurrido a partir del día 46, donde después de realizado el lavado, se logró disminuir la concentración de biomasa de 0.033 a 0.027 gSSV/gmedio en la sección superior reactivando la ER de 44.4 a 74%; mientras en la secciones media e inferior se evidenció un crecimiento de biomasa solo del 10 y 7% comparado con el incremento del 20 y 75% que había presentado en la fase anterior; por consiguiente la caída de presión se logró mantener en valores promedio de 1145.56 Pa m⁻¹ y la eficiencia global alcanzó valores de 75% aproximadamente. Acorde con lo anterior se puede confirmar que el incremento en la caída de presión es consecuencia directa del crecimiento de la biomasa en las secciones de los reactores.

Figura 19. Crecimiento biomasa en las secciones del BTF2.



Finalmente, los resultados del cálculo del peso seco de biomasa en cada sección del material de soporte en las dos BTF's mostraron que la cantidad de biomasa disminuyó a medida que la profundidad del material de soporte aumentaba, a excepción del inicio en el BTF2 debido a que la solución que goteaba el material de soporte que entraba poco a poco no se distribuyó uniformemente dentro de la columna empacada. La biopelícula se distribuyó de manera más uniforme en el BTF1 que en el BTF2. Por lo tanto, se puede decir que el material de soporte fue la variable que marcó la diferencia entre las caídas de presión en los dos BTF's, un estudio revelado por Padhi y Gokhale (2014), señala que la porosidad del material filtrante es importante para disminuir la caída de presión, lo que indica que la esponja porosa de poliuretano del BTF1 permitió obtener menores caídas de presión en comparación con la de los anillos de plástico de polipropileno del BTF2.

6.2.4 Variación del pH

El comportamiento del pH del lixiviado de la solución nutritiva alimentada en los BTF's 1 y 2 durante el tiempo de operación fueron ligeramente ácidos para el BTF1 en comparación con los valores obtenidos por el BTF2. Los valores pH promedio del BTF1 variaron de 5.76 ± 0.97 a 6.85 ± 0.36 y los del BTF2 de 7.21 ± 0.54 a 7.37 ± 0.17 unidades respectivamente; los cuales se encuentran en un rango de pH entre 6 y 8 unidades como óptimo sobre la velocidad de crecimiento microbiano (Deshusses y Gabriel 2005; Padhi y Gokhale 2014); y al de Lu et al. (2002) quien reveló que ER mayores al 80% fueron observadas en rangos de pH entre 7.5 – 8.0 unidades.

Los valores de pH bajos arrojados en las fases I y II para el BTF1, indican acidez en el medio debido al proceso de biodegradación del xileno que ocurre al interior de la biopelícula, en donde es posible la formación de metabolitos secundarios ácidos que disminuyen el pH (Barrita 2014). Cabe anotar que la ruta de degradación metabólica del xileno da lugar a la producción de catecol, 3-metil-catecol, y 3, 6-dimetil-catecol, posteriormente se mineralizan para producir CO_2 y H_2O , los cuales disminuyen el pH del sistema (Padhi y Gokhale 2014). Cuando el medio presentaba la tendencia a acidificarse, el pH se reguló cambiando una nueva solución nutritiva al reactor.

La diferencia entre los valores de pH presentados en los BTF's puede ser debido a la formación de una ruta preferencial en el flujo de aire, es decir que como consecuencia del taponamiento presentado en el BTF2 (ver sección 6.2.3), este ejerció mayor resistencia al ingreso de aire en el reactor por lo cual el BTF1 posiblemente pudo operar con mayor cantidad de sustrato, el cual en su ruta de degradación propició una mayor concentración de compuestos de catecol y por consiguiente una mayor disminución en el pH del BTF1.

Un estudio por Muñoz et al. (2007) reveló que el catecol genera un efecto inhibitorio en la actividad celular y por consiguiente en la velocidad de crecimiento de la biomasa, afirmación que estaría asociada a la menor concentración de biomasa obtenida en el BTF1 comparada con el BTF2, sin el impedimento total del crecimiento de biomasa en los BTF's, por lo que es posible indicar que aunque la generación de compuestos de catecol pudo influir en la disminución del pH, no generó disminución en la ER del BTF1.

6.2.5 Temperatura

En general, la temperatura de las tres secciones del lecho empacado de los BTF's 1 y 2 aumentó de 0.03 a 0.29 °C y de 0.13 a 0.94 °C respectivamente a lo largo de los BTF's desde la parte inferior hasta la superior. Este fenómeno es predecible ya que la biodegradación metabólica del xileno es un proceso exotérmico. La energía liberada por estas reacciones provoca un gradiente de temperatura positivo en el lecho empacado a través de la columna y a su vez un mayor rendimiento en la eliminación del contaminante de forma simultánea, por tanto la intensidad microbiana en el lecho empacado depende fuertemente de la temperatura del BTF. Comportamientos similares han sido reportados por Jorio et al. (2000) donde la temperatura entre dos niveles consecutivos variaron entre 1 a 3 °C, mientras estudios como el de Kiared et al. (1997) observó que las temperaturas en diferentes niveles se estabilizan entre 25 y 40 °C.

Durante el periodo de operación, la temperatura promedio varió entre 23.9 a 29.6 y 23.1 a 30.1 °C para los BTF's 1 y 2 respectivamente, El rango de temperaturas medidas, además de estar dentro de los límites sugeridos para este tipo de sistemas de tratamiento biológicos, tal como lo reporta un estudio de Jeong et al. (2009) el rango para la mayor eliminación de xileno estuvo entre 10 y 30°C; muestra que las mayores temperaturas se dieron para concentraciones de entrada de 0.43 y 1.3 gm⁻³ arrojando ER global en cada etapa con valores de 76.67% y 91.99% para el BTF1; y de 82.5 y 79.81% para el BTF2, lo que confirma que la mayor actividad microbiológica ocurre a concentraciones bajas favoreciendo el desempeño de los BTF's. Un estudio realizado por Ottengraf (1987) indicó que la temperatura límite favorable para los microorganismos y conveniente para el buen funcionamiento del biofiltro es de 40 °C.

Tabla 18. Resumen variables de respuesta en la experimentación.

Fase	ER, %		Biomasa g L ⁻¹		Ca g m ⁻³	CC g m ⁻³ h ⁻¹	CE, g m ⁻³ h ⁻¹		ER, %		Operación, días
	R1	R2	R1	R2			BTF 1	BTF 2	BTF 1	BTF 2	
Acclimatación	42.4	44.5	3.5	2.75							76
I					0,43	17,37	13.05 ± 4.01	10.81 ± 4.74	83.33	83.33	12
II					1,30	52,10	48.76 ± 6.13	41.70 ± 3.96	93.94	82.70	32
III					3,04	121,57	105.31 ± 12.74	80.36 ± 20.16	93.10	75.64	26
IV					5,64	225,78	143.28 ± 21.56	156.95 ± 16.99	72.46	74.00	19

7. CONCLUSIONES

Se adaptó un consorcio de microorganismos para degradar xileno, en un período de tiempo de 76 días correspondientes a 38 etapas (cada 48 horas), empleando como base de alimentación líquida solución de nutrientes; la eficiencia de eliminación de DQO en los reactores se logró estabilizar en un 45% hasta llegar a un promedio de 42.4% y 44.5% y con valores de concentración de biomasa en promedio de 3.5 y 2.75 g L⁻¹. Por otro lado los valores de pH para el reactor 1 fueron de 7.2 ± 0.17 y para el reactor 2 de 7.21 ± 0.14 . Estos resultados confirman que el xileno presente en los reactores fue consumido por los microorganismos para su crecimiento y reproducción y no por otro medio.

Durante el tiempo de operación de los BTF's se pudo observar que el BTF1 logró eficiencias máximas de eliminación de 83.33; 93.94; 93.10 y 72.46% mientras que el BTF2 alcanzó valores de 83.33; 82.70; 75.64 y 74.0% para concentraciones de entrada de 0.43, 1.30, 3.04 y 5.64 gm⁻³ respectivamente en cada uno, el resultado global del estudio mostró que la eficiencia de eliminación disminuyó por el aumento de la concentración de xileno a la entrada.

Las capacidades de eliminación para los BTF1 y BTF2 experimentadas permiten confirmar que la carga contaminante incide de manera inversamente proporcional en el desempeño de los BTF's, es decir, los BTF's operaron de manera más adecuada (mayores eficiencias de eliminación y capacidades de eliminación más cercanas a la carga contaminante) cuando las cargas contaminantes fueron bajas.

Durante el tiempo de operación, se presentó un rápido aumento en el crecimiento de la biomasa en las secciones inferior, media y superior de los BTF's, el cual estuvo asociado al aumento en la caída de presión. El BTF1 alcanzó mayores valores de caída de presión que el BTF2 durante las fases I y II, mientras el BTF2 lo hizo durante las dos fases siguientes sobre el BTF1.

En cuanto a los dos materiales de soporte empleados, en términos de eficiencia de eliminación y capacidades de eliminación, la esponja porosa de poliuretano presentó mejor desempeño en comparación con los anillos plásticos de polipropileno, debido a que la porosidad de la espuma porosa de poliuretano permitió obtener menores caídas de presión en el BTF1.

Los resultados experimentales revelaron que los BTF's lograron biodegradar de manera exitosa el xileno presente la corriente de aire contaminado bajo cuatro cargas contaminantes distintas, alcanzando máximas eficiencias de eliminación de 93.94 y 88.61% en el BTF1 y BTF2; para concentraciones de entrada de 1.3 y 3.04 gm⁻³ respectivamente. Igualmente se obtuvieron capacidades de eliminación máximas de 157.35 y 154.97 gm⁻³h⁻¹ para una carga de entrada de 225.78 gm⁻³h⁻¹ en los mismos BTF's.

El comportamiento de las variables operacionales estudiadas, además de las capacidades de eliminación y las eficiencias de eliminación obtenidas, permiten concluir que el BTF es una alternativa viable para el tratamiento de corrientes de aire contaminadas con vapores de xileno.

8. RECOMENDACIONES

Seleccionar y aislar el consorcio de microorganismos de una fuente diferente a la de las lagunas de oxidación, por ejemplo, del suelo u otro sitio donde exista contacto permanente con el contaminante, preferiblemente de una industria que emplee COVs en su producción. De manera que estos microorganismos cuenten con pre adaptación al contaminante y se logre reducir el tiempo tanto en la etapa de adaptación como en la del arranque del sistema.

Sería interesante profundizar en la microbiología de este proceso para identificar las especies de microorganismos predominantes, con el fin de estudiar el papel que desempeñan en la eliminación del contaminante, en la robustez y rendimiento del sistema de tratamiento biológico.

Evaluar el desempeño de BTF's para distintas condiciones de operación, evaluando la influencia de la carga contaminante no solo mediante variaciones en las concentraciones de entrada del contaminante, sino también bajo condiciones distintos caudales y dimensionamiento de los reactores.

Probar la planta estudiada en diferentes configuraciones del biofiltro percolador en cuanto a la alimentación de la corriente de gas, es decir, operar un reactor en co-corriente y el otro en contra-corriente, con el fin de seleccionar la configuración que mejor rendimiento brinde.

Dado que, la cantidad de CO₂ producido en el lecho de biofiltro puede ser muy útil en el seguimiento del rendimiento del biofiltro, se sugiere medir la concentración de CO₂ en la fase gaseosa a la entrada y salida de la columna del BTF para determinar la masa de CO₂ producida por masa de xileno eliminado y así demostrar que la eliminación del xileno ocurre por biodegradación y no por otro medio.

Probar la operación de los BTF's con diferentes velocidades del líquido recirculante y evaluar su relación con la formación de biomasa y la caída de presión, ya que existe un amplio rango de estas velocidades, varios autores reportan velocidades tan bajas como 0.19 y tan altas como 51 mh⁻¹.

Para posteriores estudios realizados en biofiltración se recomienda la implementación de otro tipo de estrategias para el control de la acumulación de biomasa al utilizado en este estudio, con el objeto de evitar condiciones de operación indeseables como taponamiento excesivo, creación de flujos preferenciales y caídas de presión elevadas al interior del biofiltro.

Realizar estudios que permitan conocer y comprender mejor el comportamiento de fenómenos como la cinética y transferencia de masa en la eficacia del sistema de tratamiento biológico.

Finalmente, con el objetivo de generar un escalonamiento para este tipo de sistema de tratamiento biológico a nivel industrial, se recomienda emplear corrientes de aire residuales que contengan más de un contaminante, es decir, mezclas de COVs que permitan relacionar la influencia del sustrato mixto con el rendimiento del sistema.

BIBLIOGRAFÍA

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2007. Toxicological Profile for Xylenes (Update). Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services.
- Aguayo Ortiz, P., 2005. Optimización de un Sistema de Tratamiento Biológico de Aire Tipo Airlift para la Eliminación de Vapores Contaminados con Hidrocarburos Volátiles. Tesis presentada a la Facultad de Ingeniería de la Universidad Católica de Temuco Para Optar al grado de Licenciado en Ciencias de la Ingeniería. Temuco, Chile.
- Alonso, C., Zhu, X., Suidan, M.T., Kim, B.R., Kim, B.J., 2001. Mathematical model of biofiltration of VOCs: effect of nitrate concentration and backwashing. *Journal of Environmental Engineering* 127, 655–664.
- Allan, V.J.M. et al., 2002. Effect of nutrient limitation on biofilm formation and phosphatase activity of a *Citrobacter* sp. , pp.277–288.
- Alonso, C. et al., 1998. Dynamic Mathematical Model for Biodegradation of VOCs in a Biofilter : Biomass Accumulation Study Dynamic Mathematical Model for the Biodegradation of VOCs in a Biofilter : Biomass Accumulation Study. ,
- Álvarez-Hornos, F.J. et al., 2011. Evaluation of a pilot-scale biotrickling filter as a VOC control technology for the plastic coating sector. *Biochemical Engineering Journal*, 58-59, pp.154–161.
- Aroca, G., Urrutia, H., Núñez, D., Oyarzún, P., Arancibia, A., & Guerrero, K. (2007). Comparison on the removal of hydrogen sulfide in biotrickling filters inoculated with *Thiobacillus thioautotrophicus* and *Acidithiobacillus thiooxidans*. *Electronic journal of biotechnology*, 10(4), 514-520.
- Arteaga, C. A. & Correa, C. E. (2002). Cinética de la biodegradación de vapores de alcohol isopropílico en un biofiltro tipo compost. Universidad del Valle. Facultad Ingeniería
- Barrita, J.C., 2014. Implementación y Caracterización de un Biofiltro para el Tratamiento de un Efluente Gaseoso Contaminado con Tolueno. , p.165.
- Bibeau, L. et al., 1999. Treatment Of Air Polluted With Xylenes Using A. , pp.377–393.
- Bohn, H & Bohn, R. (1986). Gas scrubbing by bio-washers and biofilters. *Pollut Eng.* 18:34–35.
- Borin, S. et al., 2006. Microbial succession in a compost-packed biofilter treating benzene-contaminated air.
- Cai, Z., Kim, D. & Sorial, G. a, 2007. A comparative study in treating two VOC mixtures in trickle bed air biofilters. *Chemosphere*, 68(6), pp.1090–7.
- Caicedo, C.L. & Guerrero, C.A., 2011. Biodegradación de Vapores de Xileno Mediante Un Biofiltro Percolador. Universidad del Valle.
- Cetinkaya, B., Sahlin, R.K., Abma, W.R., Dijkman, H., Mayer, S.F. & Kamptner, S.M., 2000. Control FCC flu-gas emission. *Hydrocarb Process.* 79: 55–62.
- Chen, J.M. et al., 2010. Treatment of a BTo-X-contaminated gas stream with a biotrickling filter inoculated with microbes bound to a wheat bran/red wood powder/diatomaceous earth carrier. *Bioresource technology*, 101(21), pp.8067–73.
- Choi, S. & Oh, Y., 2002. Simultaneous removal of benzene , toluene and xylenes mixture by a constructed microbial consortium during biofiltration. , pp.1269–1275.
- Cicolella, A. (2008). Les composés organiques volatils (COV): définition, classification et propriétés. *Revue des Maladies Respiratoires*, 25(2), 155-163.
- Cohen, Y., 2001. Biofiltration--the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource technology*, 77(3), pp.257–74.

- Cox, H.H. & Deshusses, M. a, 1998. Biological waste air treatment in biotrickling filters. *Current Opinion in Biotechnology*, 9(3), pp.256–262.
- Cox, H. & Deshusses, M. A. (2001). Biotrickling filters. En C. Kennes, & M. Veiga, *Bioreactors for Waste Gas Treatment*. Academic Publishers. 99-131.
- Cox, H.H.J. & Deshusses, M. a., 2002. Effect of Starvation on the Performance and Re-acclimation of Biotrickling Filters for Air Pollution Control. *Environmental Science & Technology*, 36(14), pp.3069–3073.
- Cox, H.H.J. & Deshusses, M.A., 1999. Biomass Control in Waste Air Biotrickling Filters by Protozoan Predation.
- Cox, H.H.J. & Nguyen, T.T., 2000. Toluene degradation in the recycle liquid of biotrickling ® lters for air pollution control. , 1, pp.133–137.
- Crocker, B. B., & Schnelle, K. (1998). Air pollution control for stationary sources. *encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation*, 1, 150-213.
- Datta, I. & Allen, D.G., 2005. 6 Biofilter Technology.
- Delhoménie, M. C., Bibeau, L., Gendron, J., Brzezinski, R., & Heitz, M. (2001). Toluene removal by biofiltration: influence of the nitrogen concentration on operational parameters. *Industrial & engineering chemistry research*, 40(23), 5405-5414.
- Delhomenie, M.C. & Heitz, M. (2005). Biofiltration of air: a review. *Critical Reviews in Biotechnology*, 25: 53–72.
- Delhomenie, M. et al., 2002. Biofiltration of air contaminated with toluene on a compost-based bed. *Advances in Environmental Research*.
- Derwent, R.G., 1992. Sources , Distributions , and Fates of VOCs in the Atmosphere. , (23).
- Deshusses, M.A. & Gabriel, D., 2005. 7 Biotrickling Filter Technology.
- Detchanamurthy, S. & Gostomski, P.A., 2012. Biofiltration for treating VOCs: an overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(3), pp.231–241.
- Devinny J.S., Deshusses M.A., Webster T.S. 1999 *Biofiltration for Air Pollution Control*. Lewis Publishers. U.S.A.
- Elías, A. et al., 2010. Preliminary acclimation strategies for successful startup in conventional biofilters. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 60(8), pp.959–967.
- Elmrini, H. et al., 2004. Biofiltration of xylene emissions: bioreactor response to variations in the pollutant inlet concentration and gas flow rate. *Chemical Engineering Journal*, 100(1-3), pp.149–158.
- El-Naas, M.H., Acio, J. a. & El Telib, A.E., 2014. Aerobic biodegradation of BTEX: Progresses and Prospects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(2), pp.1104–1122.
- Gabriel, D. & Deshusses, M.A., 2003. Retrofitting existing chemical scrubbers to biotrickling filters for H₂S emission control. , 100(11), pp.6308–6312.
- Gallastegui, G. et al., 2011a. Evaluating the impact of water supply strategies on p-xylene biodegradation performance in an organic media-based biofilter. *Journal of hazardous materials*, 185(2-3), pp.1019–26.
- Gallastegui, G. et al., 2011. Performance and macrokinetic analysis of biofiltration of toluene and p-xylene mixtures in a conventional biofilter packed with inert material. *Bioresource technology*, 102(17), pp.7657–65.
- Garcia, E.I., Auria, R. & Revah, S., 2001. Toluene Biofiltration by the Fungus *Scedosporium apiospermum* TB1.
- García-Peña, I. et al., 2008. Biofiltration of BTEX by the fungus *Paecilomyces variotii*. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 62(4), pp.442–447.
- Gaudin, F., Andres, Y. & Le, C.P., 2008. Packing Material Formulation for Odorous

- Emission Biofiltration. , (November 2015).
- González, B.C. et al., 2003. Tratamiento biológico de compuestos orgánicos volátiles de fuentes fijas Raúl Marcó., México-Instituto Nacional de Ecología.
- Govind, R., 2009. Biofiltration : an innovative technology for the future Dr . Rakesh Govind Professor of Chemical Engineering University of Cincinnati. Chemical Engineering, (513), pp.1–18.
- Han, K., Sung, K.Æ. & Yeom, H., 2009. Optimal microbial adaptation routes for the rapid degradation of high concentration of phenol. , pp.435–442.
- Hassan, AA, y Sorial, GA (2010). La eliminación del benceno en condiciones ácidas en un biofiltro de lecho percolador de aire controlado. Diario de materiales peligrosos, 184 (1), 345-349.
- He, Z. et al., 2009. Comparative study of the eliminating of waste gas containing toluene in twin biotrickling filters packed with molecular sieve and polyurethane foam. , 167, pp.275–281.
- Hong, S. & Lee, J., 2006. Removal of benzene from benzene-laden air in a biotrickling filter, Elsevier Masson SAS.
- Hwang, J. et al., 2007. Evaluation of composts as biofilter packing material for treatment of gaseous p-xylene. Biochemical Engineering Journal, 35(2), pp.142–149.
- IDEAM, 2015. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Recuperado el 14 de Mayo de 2015, de <http://institucional.ideam.gov.co>
- Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo en España, 2011. Documentación toxicológica para el establecimiento del límite de exposición profesional de los isómeros de xilenos.
- Iranpour, R. et al., 2005. Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal. Environmental Progress, 24(3), pp.254–267.
- Janni, K.A., Maier, W.J., Kuehn, T.H., Yang, C.H., Bridges, B.B., Velsey, D. & Nellis, M.A. (2001). Evaluation of biofiltration of air – an innovative air pollution control technology. ASHRAE Transactions 107: 198–214.
- Jeong, E., Hirai, M. & Shoda, M., 2008. Removal of o-xylene using biofilter inoculated with Rhodococcus sp. BTO62. Journal of hazardous materials, 152(1), pp.140–7.
- Jeong, E., Hirai, M. & Shoda, M., 2006. Removal of p-xylene with Pseudomonas sp. NBM21 in biofilter. Journal of bioscience and bioengineering, 102(4), pp.281–7.
- Jeong, E., Hirai, M. & Shoda, M., 2009. Removal of xylene by a mixed culture of Pseudomonas sp. NBM21 and Rhodococcus sp. BTO62 in biofilter. Journal of bioscience and bioengineering, 108(2), pp.136–41.
- Jiang, X. et al., 2009. Impact of substrates acclimation strategy on simultaneous biodegradation of hydrogen sulfide and ammonia. Bioresource technology, 100(23), pp.5707–13.
- Jorio, H. et al., 2000. Effects of gas flow rate and inlet concentration on xylene vapors biofiltration performance. Chemical Engineering Journal, 76(3), pp.209–221.
- Jorio, H. et al., 1998. Treatment of Air Polluted with High Concentrations of Toluene and X y lene in a , 183.
- Kennes, C., 1998. Review Waste Gas Biotreatment Technology.
- Kennes, C. & Thalasso, F., 1998. Review Waste Gas Biotreatment Technolog y. , 72, pp.303–319.
- Kennes, C. & Veiga, M.C., 2001. Bioreactors for Waste Gas Treatment,
- Kennes, C. & Veiga, M.C., 2002. Inert filter media for the biofiltration of waste gases– characteristics and biomass control. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 1(3), pp.201–214.
- Kiared, K. et al., 1997. Biofiltration of Air Polluted with Toluene under Steady-State

- Conditions: Experimental Observations. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 36(11), pp.4719–4725.
- Kim, D., Cai, Z. & Sorial, G.A., 2005. Behavior of Trickle-Bed Air Biofilter for Toluene Removal : Effect of Non-Use Periods. , 24(2).
- Kim, S. & Deshusses, M., 2008. Determination of mass transfer coefficients for packing materials used in biofilters and biotrickling filters for air pollution control. 1. Experimental results. *Chemical Engineering Science*, 63(4), pp.841–855.
- Kinney, K.A., Chang, D.P.Y., Schroeder, E.D. and Scow, K.M. (1996) Performance of a directionally switching biofilter treating toluene contaminated air; Proceedings of Air and Waste Management Association 89th Annual meeting, Nashville, TN
- Kosteltz, A. M., Finkelstein, A., & Sears, G. (1996). 89th Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association. Pittsburgh.
- Laurenzis, A. et al., 1998. Treatment in Stirred Trickle-Bed Reactor with Discontinuous Removal of Biomass.
- Lebrero, R. et al., 2011. Odor Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(10), pp.915–950.
- Leson, G. & Winer, A.M., 1991. Biofiltration: An Innovative Air Pollution Control Technology For VOC Emissions. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41(8), pp.1045–1054.
- Li, J., Ye, G. & Sun, D., 2012. Performance of a biotrickling filter in the removal of waste gases containing low concentrations of mixed VOCs from a paint and coating plant. , pp.177–187.
- Li, L. & Liu, J.X., 2006. Removal of xylene from off-gas using a bioreactor containing bacteria and fungi. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 58(2), pp.60–64.
- Littlejohns, J. V. & Daugulis, A. J. 2008. Kinetics and interactions of BTEX compounds during degradation by a bacterial consortium. *Process Biochemistry*. 43: 1068–1076
- Lu, C. & Chang, K., 2004. Biofiltration of butyl acetate and xylene mixtures using a trickle-bed air biofilter. *Engineering in Life Sciences*, 4(2), pp.131–137.
- Lu, C., Lin, M. & Chu, C., 2002. Effects of pH, moisture, and flow pattern on trickle-bed air biofilter performance for BTEX removal. *Advances in Environmental Research*, 6(2), pp.99–106.
- Mathur, A.K., Majumder, C.B. & Chatterjee, S., 2007. Combined removal of BTEX in air stream by using mixture of sugar cane bagasse, compost and GAC as biofilter media. *Journal of hazardous materials*, 148(1-2), pp.64–74.
- Melo, D., Silva, J. P. (2015). Evaluación de los coeficientes globales de transferencia de masa en biofiltros percoladores para el tratamiento de corrientes gaseosas residuales contaminadas con xileno.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. et al., 2010. Protocolo para el Control y Vigilancia de la Contaminación Atmosférica Generada por Fuentes Fijas. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial., 2008. Resolución 909 de 2008. p.36.
- Moe, W.M. & Irvine, R.L., 2001. Effect of Nitrogen Limitation on Performance of Toluene Degrading Biofilters. *Water Research*, 35(6), pp.1407–1414.
- Morgan S. J., Revah M. S., Noyola R. A. 2001 Algunas tecnologías para la eliminación de H₂S por vía fisicoquímica y microbiológica *Revista del IMIQ*, año XLII vol. 9-12, P. 209-210.
- Mudliar, S. et al., 2010. Bioreactors for treatment of VOCs and odours - a review. *Journal of environmental management*, 91(5), pp.1039–54.
- Muñoz, R. et al., 2007. Inhibitory effects of catechol accumulation on benzene

- biodegradation in *Pseudomonas putida* F1 cultures. *Chemosphere*, 68(2), pp.244–52.
- Nagarajan, K. & Loh, K.-C., 2014. Formulation of microbial cocktails for BTEX biodegradation. *Biodegradation*.
- Ottengraf, S.P, Meesters, S.P, van den Oever, A.H & Rozema, H.R. (1986). Biological elimination of volatile xenobiotic compounds in biofilters. *Bioprocess Engineering*, 1: 61-69.
- Ottengraf, S.P.P., 1987. Biological systems for waste gas elimination. *Trends in Biotechnology*, 5(5), pp.132–136.
- Padhi, S.K. & Gokhale, S., 2014. Biological oxidation of gaseous VOCs – rotating biological contactor a promising and eco-friendly technique. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(4), pp.2085–2102.
- Park, J. & Byoung-In Sang, B. 2007. Change of Sludge Consortium in Response to Sequential Adaptation to Benzene, Toluene, and O-Xylene
- Pedersen, A. R., & Arvin, E. (1995). Removal of toluene in waste gases using a biological trickling filter. *Biodegradation*, 6(2), 109-118.
- Pedersen, A. R., Møller, S., Molin, S., & Arvin, E. (1997). Activity of toluene-degrading *Pseudomonas putida* in the early growth phase of a biofilm for waste gas treatment. *Biotechnology and bioengineering*, 54(2), 131-141.
- Pérez, M.C. et al., 2012. Evolution of Bacterial Community in a Full-scale Biotrickling Filter by Fluorescence in Situ Hybridization (FISH). *Procedia Engineering*, 42(August), pp.666–671.
- Prado, O.J., Veiga, M.C. & Kennes, C., 2005. Treatment of gas-phase methanol in conventional biofilters packed with lava rock. *Water research*, 39(11), pp.2385–93.
- Qiang, L. et al., 2006. Removal of Xylene from Waste Gases using Biotrickling Filters. *Chemical Engineering & Technology*, 29(3), pp.320–325.
- Rene, E.R. et al., 2012. Biodegradation of BTEX in a fungal biofilter: Influence of operational parameters, effect of shock-loads and substrate stratification. *Bioresource Technology*, 116, pp.204–213.
- Robledo-Ortíz, J.R. et al., 2011. Benzene, toluene, and o-xylene degradation by free and immobilized *P. putida* F1 of postconsumer agave-fiber/polymer foamed composites. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 65(3), pp.539–546.
- Rodriguez, G. et al., 2014. Biotrickling filters for biogas sweetening: Oxygen transfer improvement for a reliable operation. *Process Safety and Environmental Protection*, 92(3), pp.261–268.
- Saravanan, V. & Rajamohan, N., 2009. Treatment of xylene polluted air using press mud-based biofilter. *Journal of hazardous materials*, 162(2-3), pp.981–8.
- Schondube, P., Sara, M. and Friedl, A. (1996) Influence of physiologically relevant parameters on biomass formation in a trickle-bed bioreactor used for waste gas cleaning. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 45: 286-292.
- Seignez, C. et al., 2005. Influence of nematodes grazing bacteria on biomass growth in a biotrickling filter treating chlorobenzenes. , pp.361–367.
- Serial, G. a. et al., 1995. Evaluation of Trickle Bed Biofilter Media for Toluene Removal. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 45(10), pp.801–810.
- Shareefdeen, Z., Herner, B. & Singh, A., 2005. 1 *Biotechnology for Air Pollution Control – an Overview*.
- Shareefdeen, Z. & Singh, A., 2005. *Biotechnology for Odor and Air Pollution Control*, Germany.
- Silva, J.P., Alzate, P., España, J. (2009). Tratamiento biológico de vapores de xileno y acetato de butilo mediante un biofiltro tipo compost. III simposio colombiano sobre biotecnología ambiental y III simposio sobre digestión anaerobia.

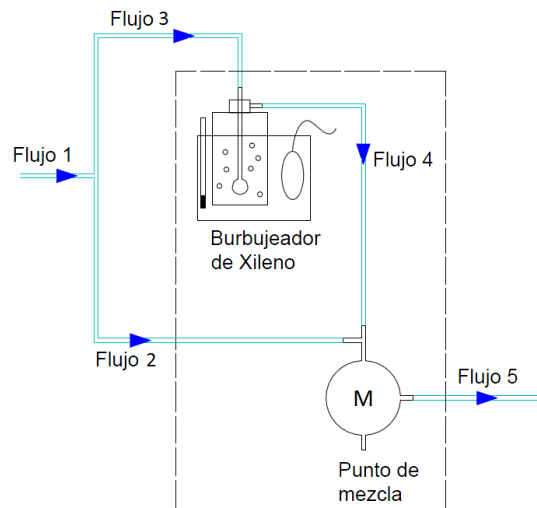
- Singh, A. & Ward, O., 2005. 5 Microbiology of Bioreactors for Waste Gas Treatment.
- Singh, R.S., Agnihotri, S.S. & Upadhyay, S.N., 2007. Removal of toluene vapour using agro-waste as biofilter media.
- Singh, R.S., Agnihotri, S.S. & Upadhyay, S.N., 2006. Removal of toluene vapour using agro-waste as biofilter media. *Bioresource technology*, 97(18), pp.2296–301.
- Smith, F.L. et al., 1996. Fluidized-bed combustion for energy production from olive cake Development of two biomass control strategies for extended , stable operation of highly efficient biofilters with high toluene loadings Decomposition of hydroxybenzoic and humic acids in water. , 2, p.1996.
- Trejo-Aguilar, G., Revah, S. & Lobo-Oehmichen, R., 2005. Hydrodynamic characterization of a trickle bed air biofilter. *Chemical Engineering Journal*, 113(2-3), pp.145–152.
- Trejo, Gloria Maribel 2001. Caracterización de un Biorreactor de Lecho Escurrecido para la Degradación de Metanol durante un período largo de operación. Universidad Autonoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2015. Recuperado: 15 de Agosto de 2015, de <http://www.epa.gov/ttnatw01/hlthef/xylenes.html>
- Valencia, C. P. & Sánchez, R. (2002). Evaluación de la capacidad de eliminación de isopropanol presente en una corriente gaseosa mediante un biofiltro tipo compost. Universidad del Valle.
- Veiga, M.C. & Kennes, C., 2001. Parameters affecting performance and modeling of biofilters treating alkylbenzene-polluted air. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 55(2), pp.254–258.
- Votano, J.R. et al., 2004. Procesos para reducir las emisiones de compuestos organicos volatiles (COVs). *Chemistry & biodiversity*, 1(11), pp.1829–1841.
- Wang, X.-Q. et al., 2013. Evaluation of o-xylene and other volatile organic compounds removal using a xylene-acclimated biotrickling filter. *Environmental technology*, 34(17-20), pp.2691–9.
- Wu, D. et al., 2006. Removal of p-xylene from an air stream in a hybrid biofilter. *Journal of hazardous materials*, 136(2), pp.288–95.
- Yang, C. et al., 2010. Biomass accumulation and control strategies in gas bio filtration. , 28, pp.531–540.
- Yang, Y. & Allen, E.R., 1994. Biofiltration Control of Hydrogen Sulfide 1. Design and Operational Parameters. *Air & Waste*, 44(7), pp.863–868.
- Yeom, S.H., Je, Y. & Won, J., 1997. The importance of microbial adaptation in the degradation of BTX. *Global Environmental Biotechnology*, pp.665–675.
- Zhang, L.Z. & Niu, J.L., 2003. Effects of substrate parameters on the emissions of volatile organic compounds from wet coating materials. *Building and Environment*, 38(7), pp.939–946.
- Zhou, X.X. et al., 2013. Removal of o-xylene from waste gases by biotrickling filter. *Journal of Zhejiang University, Science Edition*, 40(1), pp.71–75.
- Zhu, X. et al., 2004. Effect of Substrate Henry ' s Constant on Biofilter Performance. , 54(April), pp.409–418.
- Zuber L; 1995, Trickling filter and three-phase airlift bioreactor for the removal of dichloromethane from air, Ph. D. thesis, Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Switzerland (citado en Cox y Deshusses 1999).

ANEXOS

Anexo 1. Balances de materia - Flujos de aire en el sistema.

Los balances de materia fueron desarrollados de acuerdo a los balances establecidos por (Arteaga y Correa 2002).

Volumen de control para el balance de materia



Convenciones

M	Mezclador de corrientes
F1	Aire de compresor
F2	Aire de dilución
F3	Aire a burbujeador de contaminante (xileno)
F4	Aire saturado con contaminante
F5	Aire contaminado que se alimenta los BTF's

Condiciones del sistema

Parámetro	Valor	Unidades
Presión del sistema (P_T)	18	psi
Presión a la entrada del biofiltro (P_{BTF})	17	psi
Temperatura en burbujeador contaminante (T_{BX})	30	°C
Carga superficial	36	$m^3 m^{-2} h^{-1}$
Diámetro del biofiltro	0,096	m
Área transversal	0,00723	m^2
Caudal requerido para un BTF	0,2605	$m^3 h^{-1}$
Caudal requerido para los dos biofiltros	0,5210	$m^3 h^{-1}$
Constante de los gases (R)	0,0012059	$psi \cdot m^3 / (mol \cdot K)$
Grado de pureza Xileno (X_{xl})	96	%

$$\log_{10} P^\circ = A - \frac{B}{T + C}$$

Ecuación de Antoine para establecer la presión de vapor:

Contantes de Antoine para el Xileno:

A = 6,99891

B = 1474,679

C = 213,686

Así, la presión de vapor (P) del Xileno a 30°C es 8,85 mmHg (0,1713 psi)

Para la justificación de los balances de materia realizados se estableció como base de cálculo inicial la concentración inicial de 100 ppm de xileno. Se determina el flujo molar que ingresa a los biofiltros por medio de la ley de gases ideales.

$$n = \frac{P \cdot V}{R \cdot T} = \frac{P_{BTF} \cdot F_5}{R \cdot T_{BX}} = \frac{17 \text{ psi} \cdot 0,5210 \frac{m^3}{h}}{1,2059 \times 10^{-3} \frac{\text{psi} \cdot m^3}{\text{mol} \cdot K} \cdot 303,5 \text{ K}} = 24,23 \text{ mol/h}$$

Luego, se establece el flujo molar de Xileno en la corriente de aire que ingresa a los biofiltros (para una concentración de xileno equivalente a 100 ppm).

$$1 \text{ ppm} = \frac{1 \text{ mol de xileno}}{1 \times 10^6 \text{ moles de mezcla}} \therefore 100 \text{ ppm} = 1 \times 10^{-4} \frac{\text{mol de xileno}}{\text{mol mezcla}}$$

$$Xileno_5 = F_5[Xileno] = 24,23 \frac{\text{mol mezcla}}{h} \cdot 1 \times 10^{-4} \frac{\text{mol de xileno}}{\text{mol mezcla}}$$

$$Xileno_5 = 2,423 \times 10^{-3} \frac{\text{mol de xileno}}{h}$$

Posteriormente, es necesario conocer el flujo de aire libre de xileno en la corriente 4, por lo cual se debe tener en cuenta la cantidad de xileno que este puede soportar en las condiciones que se encuentra.

$$Y_{sat} = \frac{P_{xileno}}{P_T - P_{xileno}} ; \left[\frac{\text{mol xileno}}{\text{mol aire libre de xileno}} \right]$$

$$Y_{sat} = \frac{0,1713 \text{ psi}}{18 \text{ psi} - 0,1713 \text{ psi}} = 9,6 \times 10^{-3} \frac{\text{mol xileno}}{\text{mol aire libre de xileno}}$$

Teniendo en cuenta la pureza del xileno y que el flujo molar de xileno en la corriente 5 es igual al flujo molar de xileno en la corriente 4, se determinan las moles de aire libre de xileno en el flujo 4:

$$\text{aire libre}_4 = Xileno_5 \frac{1}{X_{XL} Y_{sat}} = 0,262 \frac{\text{mol aire libre de xileno}}{h}$$

En este sentido, el flujo molar total de la corriente 4 corresponde al aire libre de xileno que sale del burbujeador y xileno que lo satura.

$$F_4 = Xileno_5 + \text{aire libre}_4$$

$$F_4 = 2,423 \times 10^{-3} \frac{\text{mol de xileno}}{h} + 0,262 \frac{\text{mol aire libre de xileno}}{h}$$

$$F_4 = 0,2651 \frac{\text{mol}}{h}$$

Las moles de aire libre de xileno que salen del burbujeador, son equivalentes a las moles que entran al mismo.

$$\text{aire libre}_4 = \text{aire libre}_3 = 0,262 \frac{\text{mol aire libre de xileno}}{h}$$

$$F_3 = 0,262 \frac{\text{mol}}{\text{h}}$$

Una vez se conocen las moles de aire que entran al burbujeador de xileno y las moles de xileno que salen del mismo, se procede a calcular el flujo correspondiente al aire de dilución (F_2)

$$F_2 + F_4 = F_5$$

$$F_2 = F_5 - F_4 = 24,23 \frac{\text{mol}}{\text{h}} - 0,2651 \frac{\text{mol}}{\text{h}} = 23,96 \frac{\text{mol}}{\text{h}}$$

Finalmente, con los flujos molares correspondientes al aire que va a saturarse con xileno y el aire de dilución, se calculan los caudales volumétricos.

$$\text{Caudal } (Q) = F = \frac{n \cdot R \cdot T_{BX}}{P_{BTF}}$$

Caudal de aire que va a saturarse con xileno:

$$Q_3 = \frac{0,262 \frac{\text{mol}}{\text{h}} \cdot 1,2059 \times 10^{-3} \frac{\text{psi} \cdot \text{m}^3}{\text{mol} \cdot \text{K}} \cdot 303,5 \text{ K}}{18 \text{ psi}} = 5,349 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Caudal de dilución:

$$Q_2 = \frac{23,96 \frac{\text{mol}}{\text{h}} \cdot 1,2059 \times 10^{-3} \frac{\text{psi} \cdot \text{m}^3}{\text{mol} \cdot \text{K}} \cdot 303,5 \text{ K}}{18 \text{ psi}} = 0,4836 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

La metodología anterior fue empleada para establecer los demás flujos operacionales para las diferentes concentraciones de entrada al sistema, la Tabla 14 resume los diferentes caudales para cada una de las concentraciones bajo las cuales se operaron los biofiltros percoladores.

Concentración (ppmv)	Caudal en F2 (L h ⁻¹)	Caudal en F3 (L h ⁻¹)
100	483.60	5.35
300	472.90	16.05
700	451.51	37.44
1300	419.41	69.54

Anexo 2. Calibración de manómetros (tubos en U).

Para la calibración del diferencial de mercurio, se utilizó un medidor húmedo de caudal y para el diferencial de aceite, un caudalímetro de burbuja. Estos instrumentos permiten relacionar el flujo volumétrico con la diferencia de altura leída. Las gráficas de calibración se muestran a continuación.

Figura 20. Curva calibración diferencial mercurio.

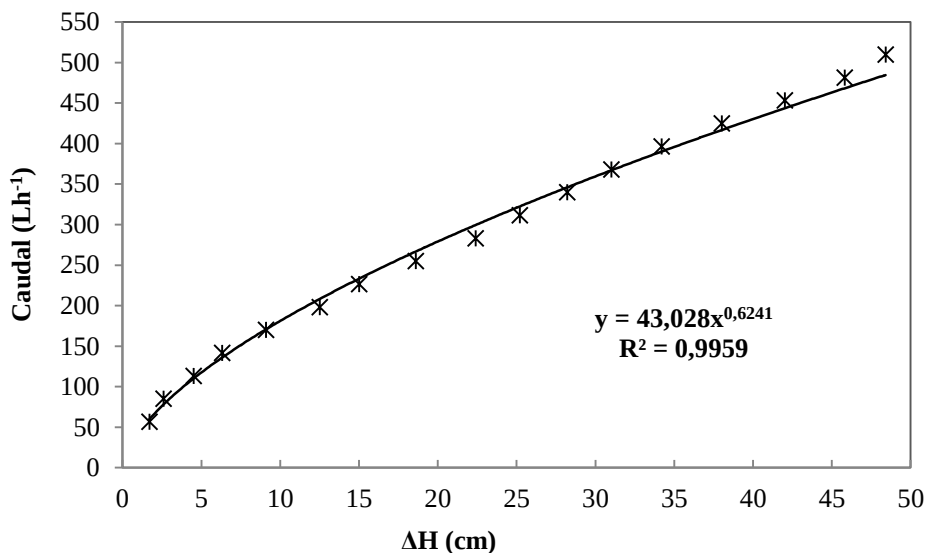
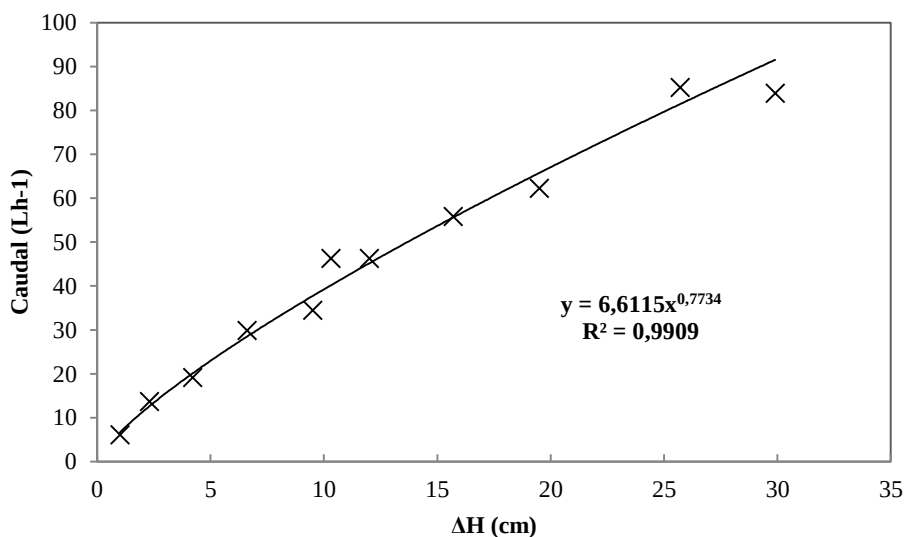


Figura 21. Curva calibración diferencial de aceite.



Anexo 3. Métodos de caracterización del empaque.

Volumen aparente

Materiales: Balanza, cilindro graduado.

Pesar un cilindro graduado con volumen conocido. Llevar el empaque hasta la marca de volumen conocido en el cilindro. Calcular el valor de la densidad aparente.

$$\rho_{ap} \left(\frac{g}{cm^3} \right) = \frac{W_{muestra}(g)}{Volumen_{aparente}(cm^3)}$$

Volumen real o efectivo

Materiales: Molino, Balanza, picnómetro de 50 ml.

Introducir una cantidad de muestra al molino durante un tiempo suficiente como para obtener una muestra finamente dividida, introducir una cantidad del material pulverizado en el picnómetro de 50 ml, tomar el peso del material usado con la balanza, luego embeber la muestra con un volumen de agua conocido y el resto de volumen se afora con una bureta. Calcular por diferencia el volumen ocupado por la muestra.

$$\rho_{RE} \left(\frac{g}{cm^3} \right) = \frac{W_{muestra}(g)}{Volumen_{mezcla\ material-agua} - Volumen_{agua\ conocido}(cm^3)} = \frac{W_{muestra}(g)}{Volumen_{efectivo}}$$

Porosidad (ϵ)

Se determina directamente en función de las densidades anteriormente citadas. Con la siguiente formula.

$$\epsilon = \frac{(\rho_{RE} - \rho_{ap}) \times 100}{\rho_{RE}}$$

Diámetro equivalente de partícula

Se define como el diámetro de una esfera que tiene el mismo volumen que la partícula. Entonces se determina la masa de una unidad de empaque (M), aplicando la siguiente ecuación.

$$V(cm^3) = \frac{1}{\rho_{ap}} \left(\frac{cm^3}{g} \right) \times M(g)$$

Una vez hallado este valor de volumen, lo igualamos a la ecuación para el volumen de una esfera y se despeja el diámetro.

$$V(cm^3) = \frac{\pi Dp^3}{12} \Rightarrow Dp(cm) = \left(\frac{12V}{\pi} \right)^{1/3}$$

Anexo 4. Curva calibración de DQO.

Se realizó de acuerdo al método de micro digestión de DQO, aprobado por la EPA.

Equipos:

- Calentador eléctrico, $T = 150^{\circ}\text{C} \pm 1$
- 20 tubos con tapa rosca.
- Espectrofotómetro, para usar 620 nm.

Reactivos:

- **Solución Digestora:** Disolver en aprox. 500 mL de agua destilada, 10.216g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ secado previamente a 103°C por 2 h, agregar 167 mL de H_2SO_4 y 33.3 g de HgSO_4 . Una vez disuelto y enfriado a temperatura ambiente, aforar a 1L.
- **Solución Catalítica:** Agregar 10 g de Ag_2SO_4 a 1L de H_2SO_4 . Dejar reposar con agitación ocasional hasta completa disolución, lo cual puede demorar hasta 2 días. Guardar en envase ámbar.
- **Solución patrón de Ftalato de potasio:** Secar el Ftalato ácido de potasio a 120°C hasta peso constante. Disolver 1.175g en agua destilada y diluir a 1000 mL. Esta solución es equivalente a 2000mg/l DQO. A partir de esta solución se preparan patrones de DQO para las curvas de calibración.

Curva de Calibración:

Se desarrolla una curva de calibración para un rango de 0-1000 mg/L de DQO. Como se muestra en la Tabla 18, a partir de la solución patrón de Ftalato de potasio.

Tabla 19. Patrones para curva de calibración.

Muestras	mL Sln. madre	mL aforo	DQO _{teórica} (mg/L)	Absorbancia (620nm)
A1	0	2.5	0	0
A2	1	2.5	400	0.153
A3	1.5	2.5	600	0.228
A4	2	2.5	800	0.32
A5	2.5	2.5	1000	0.39
B1	0	2.5	0	0
B2	1	2.5	400	0.163
B3	1.5	2.5	600	0.231
B4	2	2.5	800	0.318
B5	2.5	2.5	1000	0.366
C1	0	2.5	0	
C2	0.2	2.5	80	0.043
C3	0.3	2.5	120	0.046
C4	0.4	2.5	160	0.047
C5	0.5	2.5	200	0.051

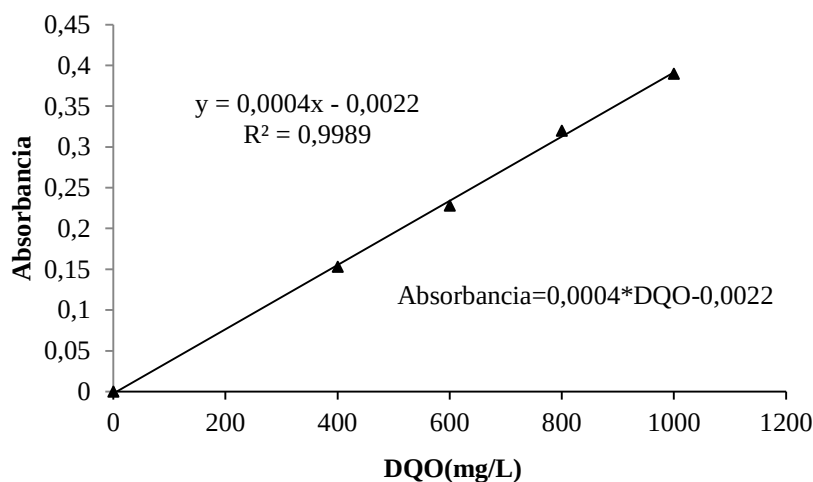
Con el procedimiento descrito a continuación se construye la curva de calibración, Concentración v/s Absorbancia (ver Figura 21).

Procedimiento:

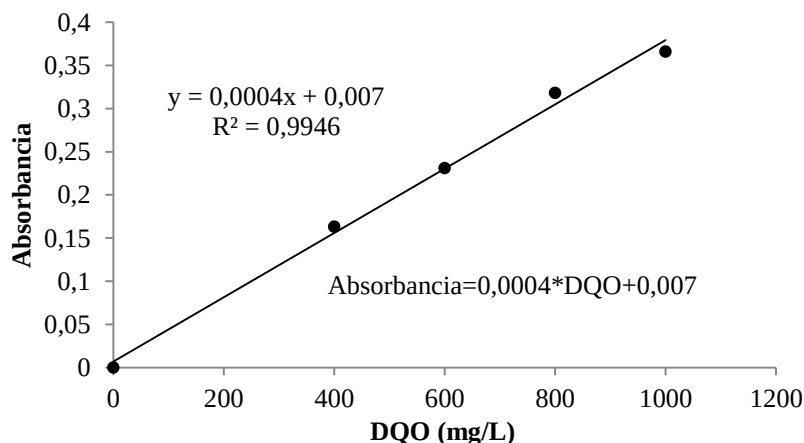
1. Precalentar por $\frac{1}{2}$ hora el reactor múltiple hasta que alcance una temperatura de 150 ± 1 °C.
2. Tomar un tubo para digestión quitar la tapa y agregar 1 mL de solución digestora.
3. Inclinarlo el tubo de digestión en un ángulo de 45° y adicionar por pipeteo cuidadoso 2 ml o alícuota diluida a 2 mL de muestra.
4. Agregar lentamente 3 mL de solución catalizadora. En este momento se notan 2 capas.
5. Colocar la tapa y ajustarla cuidadosamente.
6. Soportar el tubo por la tapa pues esta reacción es exotérmica, agitarlo hasta lograr una muestra homogénea.
7. Acomodar el tubo en uno de los espacios del reactor y someterlo a calor (150 °C) por 2 horas.
8. Colocar un blanco para cada rango que se trabaje.
9. Retirar los tubos y dejar enfriar a temperatura ambiente.
10. Leer absorbancia a 620 nm contra un blanco de reactivo.

Figura 22. Curvas Concentración DQO vs. Absorbancia.

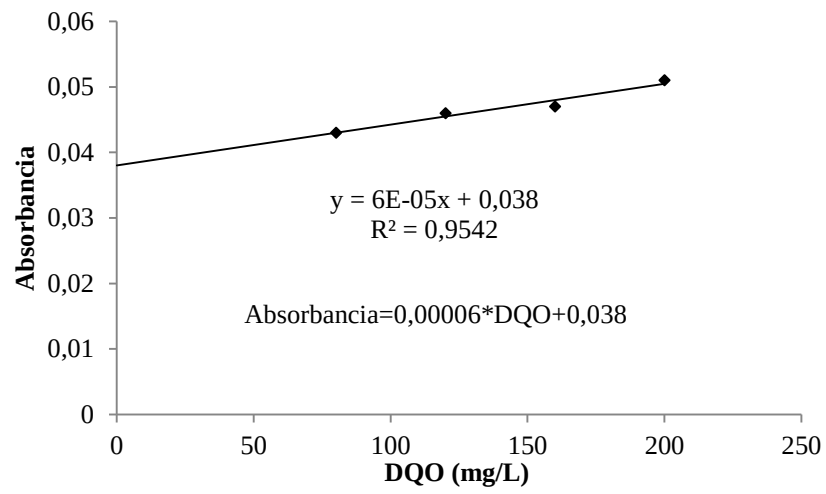
Solución digestora de alto rango A



Solución digestora de alto rango B

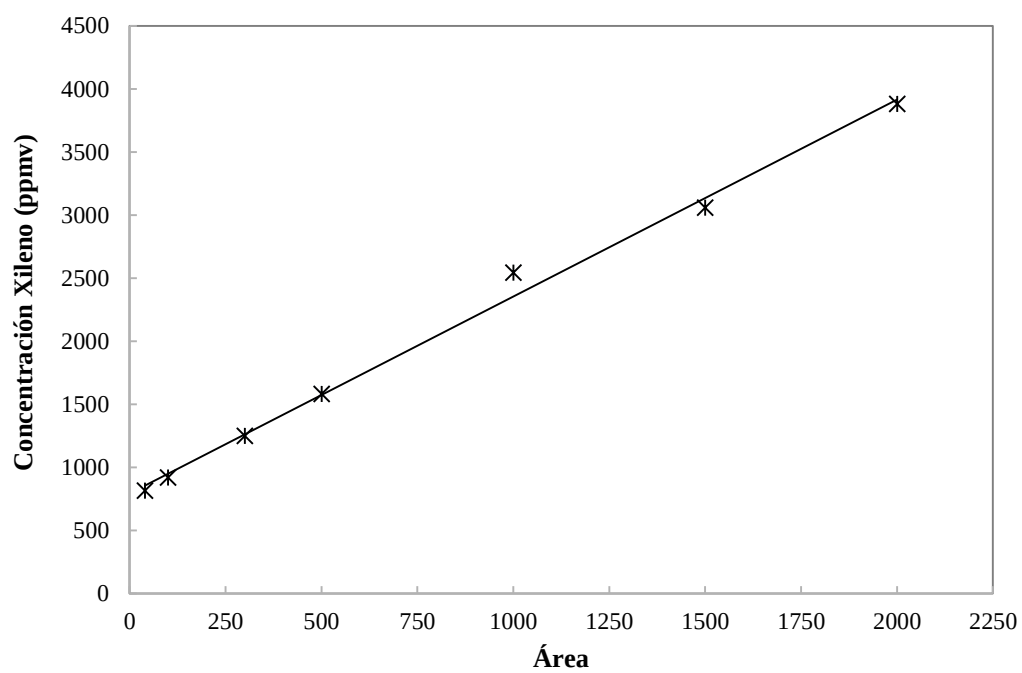


Solución digestora bajo rango C



Anexo 5. Curva de calibración cromatógrafo.

Figura 23. Curva calibración cromatógrafo.



Anexo 6. Datos Experimentales

Tabla 20. Datos experimentales obtenidos en el BTF 1.

BTF1 con Material de soporte – Esponja porosa de poliuretano										
Día	Cafluente		Cefluente		EC (g m ⁻³ h ⁻¹)	RE (%)	pH (unidades)	Temperatura (°C)*		
	(ppmv)	(g m ⁻³)	(ppmv)	(g m ⁻³)				S3	S2	S1
12-may-14	120	0,521	75	0,326	7,812	37,50	5,29	24	23,9	23,9
13-may-14	120	0,521	92	0,399	4,861	23,33	5,28	25,2	25	25
14-may-14	132	0,573	68	0,295	11,110	48,48	5,42	26,1	26,1	26,2
15-may-14	137	0,595	60	0,260	13,367	56,20	5,65	26,1	26,2	26,1
16-may-14	105	0,456	54	0,234	8,854	48,57	5,73	28,5	28,2	28,7
17-may-14	126	0,547	43	0,187	14,409	65,87	5,67	26,4	26	25,8
18-may-14	115	0,499	45	0,195	12,152	60,87	6,2	27,2	27	27
19-may-14	126	0,547	21	0,091	18,228	83,33	6,5	27,9	27,8	27,8
20-may-14	118	0,512	26	0,113	15,971	77,97	6,15	25,4	25,2	25
23-may-14	118	0,512	20	0,087	17,013	83,05	7,3	28,5	28	28,3
24-may-14	113	0,490	22	0,095	15,798	80,53	7,5	28,3	28,5	28,5
25-may-14	126	0,547	28	0,122	17,013	77,78	7,8	27,9	27,9	27,5
26-may-14	312	1,354	56	0,243	44,442	82,05	7,94	26,4	26,7	26,2
27-may-14	305	1,324	113	0,490	33,331	62,95	8,21	25,6	25,5	25,4
28-may-14	289	1,254	143	0,621	25,346	50,52	8,5	25,8	25,9	25,4
29-may-14	318	1,380	84	0,365	40,622	73,58	7,2	28,3	28,5	28,5
30-may-14	326	1,415	80	0,347	42,706	75,46	7,5	28,9	28,7	28,3
02-jun-14	322	1,397	76	0,330	42,706	76,40	6,5	28,5	28,5	28,3
03-jun-14	328	1,424	88	0,382	41,664	73,17	6,8	27,2	27,4	27,3
04-jun-14	332	1,441	62	0,269	46,872	81,33	6,38	25,5	25,4	25,3
05-jun-14	312	1,354	69	0,299	42,185	77,88	6,3	28,9	28,9	28,2
06-jun-14	325	1,411	48	0,208	48,087	85,23	6,5	28,5	28,7	28,7
07-jun-14	340	1,476	45	0,195	51,212	86,76	5,88	25,4	25,7	25,3
08-jun-14	315	1,367	30	0,130	49,476	90,48	5,88	26,5	26,2	26,3
09-jun-14	326	1,415	36	0,156	50,344	88,96	6	28,7	28,7	28,7
10-jun-14	312	1,354	25	0,109	49,823	91,99	5,7	25,5	25,5	25,4
11-jun-14	308	1,337	37	0,161	47,046	87,99	5,72	25,7	25,6	25,6
12-jun-14	318	1,380	30	0,130	49,997	90,57	6,13	26,7	26,2	26,3
13-jun-14	327	1,419	20	0,087	53,295	93,88	6	28,3	28,5	28,9
14-jun-14	312	1,354	25	0,109	49,823	91,99	5,8	29,2	29,1	28,7
15-jun-14	378	1,641	34	0,148	59,718	91,01	6,2	28,6	28,9	28,7
16-jun-14	326	1,415	26	0,113	52,080	92,02	6,5	28,7	28,6	28,7
17-jun-14	328	1,424	24	0,104	52,774	92,68	5,7	28,9	29	29
18-jun-14	335	1,454	30	0,130	52,948	91,04	5,3	28,5	28,7	28,7
19-jun-14	304	1,319	35	0,152	46,698	88,49	5,7	28,7	29	28,6
20-jun-14	315	1,367	22	0,095	50,865	93,02	5,1	29	28,7	28,8
21-jun-14	330	1,432	20	0,087	53,816	93,94	4,74	27,1	26,8	26,8
23-jun-14	329	1,428	23	0,100	53,122	93,01	5,88	28,5	28,6	28,6
24-jun-14	307	1,332	29	0,126	48,261	90,55	7,57	26,4	26,3	26
25-jun-14	345	1,497	21	0,091	56,246	93,91	7,57	24,7	24,6	24,4
26-jun-14	326	1,415	45	0,195	48,782	86,20	-	28,7	28,7	28,9
27-jun-14	332	1,441	36	0,156	51,386	89,16	-	28,2	28,3	28,3
28-jun-14	318	1,380	20	0,087	51,733	93,71	-	29	29,1	29,1
29-jun-14	328	1,424	25	0,109	52,601	92,38	6,5	28,5	28,6	28,6
30-jun-14	790	3,429	25	0,109	132,804	96,84	6,8	26,1	25,9	25,9

(Continuación) Datos experimentales obtenidos en el Biofiltro Percolador 1.

BTF1 con Material de soporte – Esponja porosa de poliuretano

Día	Cafuente		Cefluente		EC	RE	pH	Temperatura (°C)*		
	(ppmv)	(g m ⁻³)	(ppmv)	(g m ⁻³)	(g m ⁻³ h ⁻¹)	(%)	(unidades)	S3	S2	S1
01-jul-14	750	3,255	22	0,095	126,381	97,07	6,5	25,7	25,5	25,4
02-jul-14	708	3,073	226	0,981	83,675	68,08	6,3	25,4	25,2	25,1
03-jul-14	727	3,155	220	0,955	88,015	69,74	6	-	-	-
04-jul-14	810	3,515	195	0,846	106,764	75,93	5,8	-	-	-
05-jul-14	718	3,116	226	0,981	85,411	68,52	5,5	25,8	25,5	25,5
06-jul-14	736	3,194	234	1,016	87,147	68,21	5,6	27	27,8	27,7
07-jul-14	788	3,420	200	0,868	102,077	74,62	4,66	26,9	26,8	26,9
08-jul-14	738	3,203	182	0,790	96,522	75,34	5,8	25,7	25,5	25,4
09-jul-14	745	3,233	198	0,859	94,959	73,42	6,5	26,2	25,8	25,7
10-jul-14	770	3,342	213	0,924	96,695	72,34	6,63	26,3	25,6	25,5
11-jul-14	750	3,255	189	0,820	97,390	74,80	6,5	28,5	28,5	28,5
12-jul-14	815	3,537	200	0,868	106,764	75,46	6,88	-	-	-
13-jul-14	800	3,472	250	1,085	95,480	68,75	6,9	29	29,1	29
14-jul-14	830	3,602	150	0,651	118,048	81,93	5,62	26,5	26,4	26,7
15-jul-14	780	3,385	100	0,434	118,048	87,18	6,2	26,4	26,2	26,1
16-jul-14	790	3,429	115	0,499	117,180	85,44	6,7	26,5	26,3	26,2
17-jul-14	760	3,298	83	0,360	117,527	89,08	7,1	28,9	28,7	28,7
18-jul-14	768	3,333	53	0,230	124,124	93,10	6,8	29,4	29,3	29,1
19-jul-14	751	3,259	90	0,391	114,750	88,02	6,7	29,6	29,6	29,8
20-jul-14	725	3,147	95	0,412	109,368	86,90	6,92	29,8	29,6	29,6
21-jul-14	780	3,385	85	0,369	120,652	89,10	7	27,8	28	28
22-jul-14	754	3,272	75	0,326	117,874	90,05	6,68	26,5	26,4	26,3
23-jul-14	783	3,398	90	0,391	120,305	88,51	6,55	26,5	26,3	26,3
24-jul-14	613	2,660	82	0,356	92,182	86,62	6,88	28,5	28,7	28,6
25-jul-14	745	3,233	80	0,347	115,444	89,26	6,45	28,5	28,9	28,9
26-jul-14	1350	5,859	209	0,907	198,078	84,52	6,78	27,4	27,2	27,4
27-jul-14	1280	5,555	470	2,040	140,616	63,28	6,83	27	27	27
28-jul-14	1300	5,642	598	2,595	121,867	54,00	5,95	28,9	28,9	28,9
29-jul-14	1170	5,078	478	2,075	120,131	59,15	6,85	26,2	25,9	25,6
30-jul-14	1200	5,208	630	2,734	98,952	47,50	6,88	26,6	26,4	26,2
31-jul-14	1150	4,991	589	2,556	97,390	48,78	7,23	25,8	25,4	25,2
01-ago-14	1290	5,599	500	2,170	137,144	61,24	7,24	25,2	25,1	24,7
02-ago-14	1400	6,076	560	2,430	145,824	60,00	7,23	27,8	27,9	27,9
03-ago-14	1250	5,425	430	1,866	142,352	65,60	7,2	27,5	27,5	27,8
04-ago-14	1310	5,685	450	1,953	149,296	65,65	7,1	28,9	28,9	28,7
05-ago-14	1380	5,989	380	1,649	173,600	72,46	7,08	25,7	25,5	25,4
06-ago-14	1250	5,425	420	1,823	144,088	66,40	7,17	25,4	25,3	25,2
07-ago-14	1280	5,555	380	1,649	156,240	70,31	7,1	27,8	27,9	28
08-ago-14	1290	5,599	360	1,562	161,448	72,09	6,9	26,7	26,8	26,8
09-ago-14	1240	5,382	400	1,736	145,824	67,74	7,1	26,2	26,4	26,3
10-ago-14	1340	5,816	380	1,649	166,656	71,64	7,3	26,6	26,5	26
11-ago-14	1320	5,729	370	1,606	164,920	71,97	7,2	25	25	24,9
12-ago-14	1290	5,599	430	1,866	149,296	66,67	7,32	25,3	25,1	25,1
13-ago-14	1300	5,642	380	1,649	159,712	70,77	7,34	24,7	24,4	24,2

*S3, S2 y S1 corresponden a las secciones superior, media e inferior del BTF.

Tabla 21. Datos experimentales obtenidos en el BTF 2.

BTF2 con Material de soporte – Anillos de plástico de polipropileno.										
Día	Cauflente		Cefluente		EC	RE	pH	Temperatura (°C)*		
	(ppmv)	(g m ⁻³)	(ppmv)	(g m ⁻³)				S3	S2	S1
12-may-14	120	0,521	92	0,399	4,861	23,33	7,12	23,2	23,2	23,1
13-may-14	128	0,556	90	0,391	6,597	29,69	7,21	24,9	25	24,9
14-may-14	132	0,573	92	0,399	6,944	30,30	7,00	25,6	25,6	25,4
15-may-14	137	0,595	83	0,360	9,374	39,42	7,36	25,8	25,7	25,5
16-may-14	105	0,456	85	0,369	3,472	19,05	-	29,3	29,4	29,8
17-may-14	126	0,547	72	0,312	9,374	42,86	7,67	25,4	25,3	25,3
18-may-14	115	0,499	65	0,282	8,680	43,48	7,50	27,3	27,8	28
19-may-14	126	0,547	46	0,200	13,888	63,49	7,40	29,7	29,7	29,5
20-may-14	118	0,512	32	0,139	14,930	72,88	7,33	24,9	25	24,9
23-may-14	118	0,512	25	0,109	16,145	78,81	8,20	29,2	29	29
24-may-14	113	0,490	20	0,087	16,145	82,30	8,20	29,8	29,4	29,4
25-may-14	126	0,547	21	0,091	18,228	83,33	8,00	29,7	29,5	29,7
26-may-14	312	1,354	74	0,321	41,317	76,28	8,50	25,9	25,8	25,8
27-may-14	305	1,324	85	0,369	38,192	72,13	8,47	25,2	25,1	25,1
28-may-14	289	1,254	92	0,399	34,199	68,17	8,32	25,5	25,5	25,3
29-may-14	318	1,380	96	0,417	38,539	69,81	8,30	29,8	29,5	29,3
30-may-14	326	1,415	97	0,421	39,754	70,25	8,30	28,5	28,8	28,8
02-jun-14	322	1,397	105	0,456	37,671	67,39	8,20	29,8	29,9	29,9
03-jun-14	328	1,424	112	0,486	37,498	65,85	8,30	27,5	28	28,2
04-jun-14	332	1,441	89	0,386	42,185	73,19	8,74	25,3	25,3	25,1
05-jun-14	312	1,354	118	0,512	33,678	62,18	8,00	29,5	29,8	29,9
06-jun-14	325	1,411	121	0,525	35,414	62,77	8,35	29	29,2	29
07-jun-14	340	1,476	74	0,321	46,178	78,24	8,43	25	24,8	24,7
08-jun-14	315	1,367	82	0,356	40,449	73,97	8,33	25,8	25,7	25,9
09-jun-14	326	1,415	76	0,330	43,400	76,69	8,80	27,8	27,5	27,8
10-jun-14	312	1,354	54	0,234	44,789	82,69	8,38	24,9	24,7	24,6
11-jun-14	308	1,337	62	0,269	42,706	79,87	8,48	24,4	24,6	24,6
12-jun-14	318	1,380	78	0,339	41,664	75,47	8,17	28,7	28,7	28,5
13-jun-14	327	1,419	100	0,434	39,407	69,42	8,14	29,2	29,9	29,8
14-jun-14	312	1,354	85	0,369	39,407	72,76	8,20	30,3	30,2	30
15-jun-14	378	1,641	92	0,399	49,650	75,66	8,10	29,6	29,6	29,8
16-jun-14	326	1,415	95	0,412	40,102	70,86	7,50	28,9	29	28,7
17-jun-14	328	1,424	86	0,373	42,011	73,78	7,90	29,8	29,6	29,2
18-jun-14	335	1,454	70	0,304	46,004	79,10	7,40	29,7	29,7	29,5
19-jun-14	304	1,319	80	0,347	38,886	73,68	7,80	28,4	28,6	28,6
20-jun-14	315	1,367	68	0,295	42,879	78,41	7,40	28,6	28,6	28,5
22-jun-14	319	1,384	100	0,434	38,018	68,65	7,63	26,5	26,4	26,1
24-jun-14	307	1,332	80	0,347	39,407	73,94	-	-	-	-
25-jun-14	345	1,497	72	0,312	47,393	79,13	-	-	-	-
26-jun-14	326	1,415	60	0,260	46,178	81,60	7,60	24,6	24,5	24,3
27-jun-14	332	1,441	65	0,282	46,351	80,42	-	24,8	24,6	24,8
28-jun-14	318	1,380	55	0,239	45,657	82,70	-	24,5	24,4	24,5
29-jun-14	328	1,424	63	0,273	46,004	80,79	7,60	-	-	-
30-jun-14	790	3,429	90	0,391	121,520	88,61	7,20	25,9	25,4	25,5
01-jul-14	750	3,255	87	0,378	115,097	88,40	7,30	25,6	25,5	25,2

(Continuación) Datos experimentales obtenidos en el Biofiltro Percolador 2.

BTF2 con Material de soporte – Anillos de plástico de polipropileno.

Día	Cafluente		Cefluente		EC	RE	pH	Temperatura (°C)*		
	(ppmv)	(g m ⁻³)	(ppmv)	(g m ⁻³)	(ppmv)	%	(unidades)	S3	S2	S1
02-jul-14	708	3,073	475	2,0615	40,449	32,91	7,60	25,3	25,2	25,1
03-jul-14	727	3,155	450	1,953	48,087	38,10	7,00	28,9	28,6	28,3
04-jul-14	810	3,515	400	1,736	71,176	50,62	6,90	28,2	28,2	28,2
05-jul-14	718	3,116	438	1,9009	48,608	39,00	7,20	25,2	25,2	25,3
06-jul-14	736	3,194	450	1,953	49,650	38,86	7,10	29,1	29,4	29,4
07-jul-14	788	3,420	400	1,736	67,357	49,24	7,39	-	-	-
08-jul-14	738	3,203	410	1,7794	56,941	44,44	7,40	25,8	25,7	25,5
09-jul-14	745	3,233	370	1,6058	65,100	50,34	7,50	25,9	25,8	25,8
10-jul-14	770	3,342	350	1,519	72,912	54,55	7,61	25,7	26,1	26
11-jul-14	750	3,255	360	1,5624	67,704	52,00	7,30	28,7	28,6	28,4
12-jul-14	815	3,537	300	1,302	89,404	63,19	-	29,3	29,5	29,5
13-jul-14	800	3,472	320	1,3888	83,328	60,00	7,10	29,2	29	29
14-jul-14	830	3,602	290	1,2586	93,744	65,06	7,52	26,2	26,2	26,1
15-jul-14	780	3,385	290	1,2586	85,064	62,82	7,30	26,1	25,8	25,7
16-jul-14	790	3,429	270	1,1718	90,272	65,82	7,50	26,3	26	25,9
17-jul-14	760	3,298	280	1,2152	83,328	63,16	7,60	28,5	28,3	28
18-jul-14	768	3,333	267	1,1588	86,974	65,23	7,40	29	29,4	29,2
19-jul-14	751	3,259	230	0,9982	90,446	69,37	7,80	29,2	29,3	29,3
20-jul-14	725	3,147	200	0,868	91,140	72,41	7,50	29,7	29	28,6
21-jul-14	780	3,385	190	0,8246	102,424	75,64	7,41	28,5	28,7	28,5
22-jul-14	754	3,272	225	0,9765	91,834	70,16	7,20	26,5	26,3	26,1
23-jul-14	783	3,398	215	0,9331	98,605	72,54	7,22	26,5	26,4	26,4
24-jul-14	613	2,660	200	0,868	71,697	67,37	7,52	28,6	28,8	28,7
25-jul-14	745	3,233	218	0,9461	91,487	70,74	7,68	29,2	29,2	29,3
26-jul-14	1350	5,859	200	0,868	199,640	85,19	7,48	26,9	26,9	26,9
27-jul-14	1280	5,555	270	1,1718	175,336	78,91	7,51	26,8	26,9	26,9
28-jul-14	1300	5,642	450	1,953	147,560	65,38	6,85	-	-	-
29-jul-14	1170	5,078	400	1,736	133,672	65,81	7,28	25,9	25,8	25,7
30-jul-14	1200	5,208	406	1,762	137,838	66,17	7,33	26,7	26,7	26,7
31-jul-14	1150	4,991	450	1,953	121,520	60,87	7,59	25,7	25,7	25,7
01-ago-14	1290	5,599	408	1,7707	153,115	68,37	7,49	25	25,2	25,3
02-ago-14	1400	6,076	467	2,0268	161,969	66,64	7,50	29,3	29,7	29,7
03-ago-14	1250	5,425	450	1,953	138,880	64,00	7,50	29,9	29,9	29,7
04-ago-14	1310	5,685	420	1,8228	154,504	67,94	7,40	29	29	29
05-ago-14	1380	5,989	389	1,6883	172,038	71,81	7,29	25,7	25,7	25,6
06-ago-14	1250	5,425	400	1,736	147,560	68,00	7,39	25,3	25,2	25
07-ago-14	1280	5,555	370	1,6058	157,976	71,09	7,60	28,9	28,9	28,7
08-ago-14	1290	5,599	356	1,545	162,142	72,40	7,30	27,9	27,9	27,8
09-ago-14	1240	5,382	350	1,519	154,504	71,77	7,50	29	29,2	29,8
10-ago-14	1340	5,816	489	2,1223	147,734	63,51	7,50	29,6	29,5	29,6
11-ago-14	1320	5,729	348	1,5103	168,739	73,64	7,60	25	25	25,2
12-ago-14	1290	5,599	360	1,5624	161,448	72,09	7,52	25,3	25,3	25,3
13-ago-14	1300	5,642	338	1,4669	167,003	74,00	7,30	24,6	24,6	24,6

*S3, S2 y S1 corresponden a las secciones superior, media e inferior del BTF.

Anexo 7. Procedimiento diario durante las corridas

El procedimiento seguido durante las corridas para la revisión del sistema, toma de muestras y mantenimiento de las condiciones de operación se realizó de la siguiente manera:

- Verificar el nivel en los manómetros de mercurio y aceite para asegurar que los flujos de dilución y de aire saturado con xileno fueran los correctos.
- Monitorear la presión del sistema para probar la inexistencia de fugas, así como hacer una revisión general de tuberías, uniones y válvulas.
- Tomar muestras diarias de gas a la entrada y la salida de los BTF's.
- Observar aspectos físicos en los biofiltros percoladores como el color de los empaques, la biopelícula y la distribución del flujo líquido a través de toda la columna para determinar si existieron caminos preferenciales.

Luego de esto, se cerraba el flujo de aire al sistema y se detenía la recirculación de solución nutritiva para tomar otras medidas:

- De ser necesario, se purgaba el líquido de la tubería de salida del aire de los biofiltros, pues su presencia influía en el valor marcado de caída de presión.
- Se realizó la medición de la caída de presión y de la temperatura en los puertos destinados para ello.
- Se midió la temperatura en cada sección de los BTF's.
- Se tomó una muestra del material de empaque en las diferentes secciones de los biofiltros para cada una de las cargas contaminantes con el objeto de evidenciar el crecimiento de la biomasa.
- Se midió la altura del nivel del líquido en el fondo del biofiltro y luego se tomó una muestra para realizar la medición del pH.
- Se recargó xileno en el burbujeador para mantener el nivel en 80% del volumen total del frasco. Así mismo, también se repuso el agua del baño isotérmico.
- Cada 48 horas, se reemplazó la solución nutritiva por medio fresco a los BTF's.
- Se restableció el flujo de aire y de líquido para medir la caída de presión a través de la columna de los BTF's.

Anexo 8. Registro Fotográfico

Figura 24. Sistema de adaptación de microorganismos.



Figura 25. Inoculación Esponja porosa de poliuretano.



Figura 26. Inoculación Anillos de plástico de polipropileno.



Figura 27. Inoculación BTF1.



Figura 28. Inoculación BTF2.



Figura 29. Arranque del sistema.

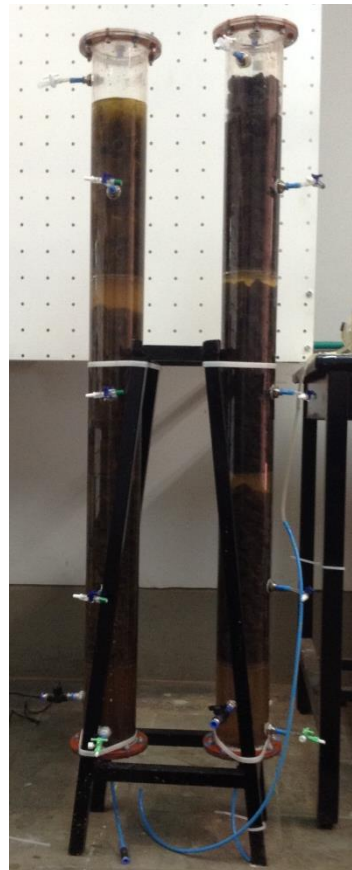


Figura 30. Sistema de generación de flujo de aire contaminado.

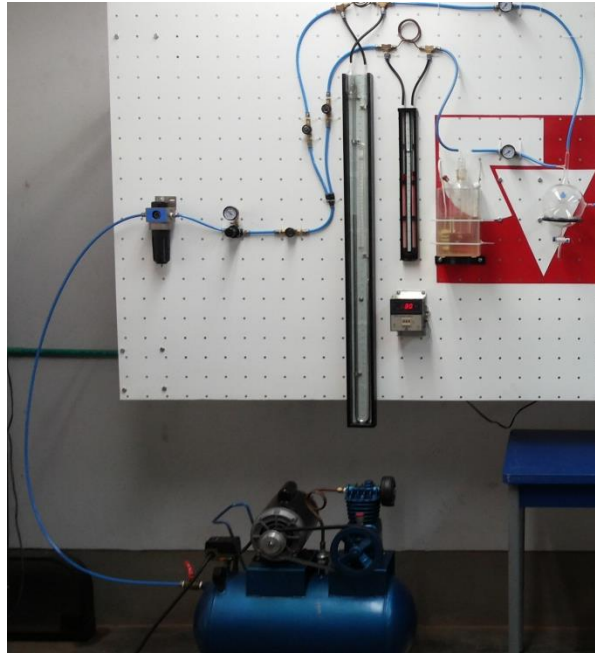


Figura 31. Sistema de biodegradación del aire contaminado.



Figura 32. Montaje de la planta a escala banco.

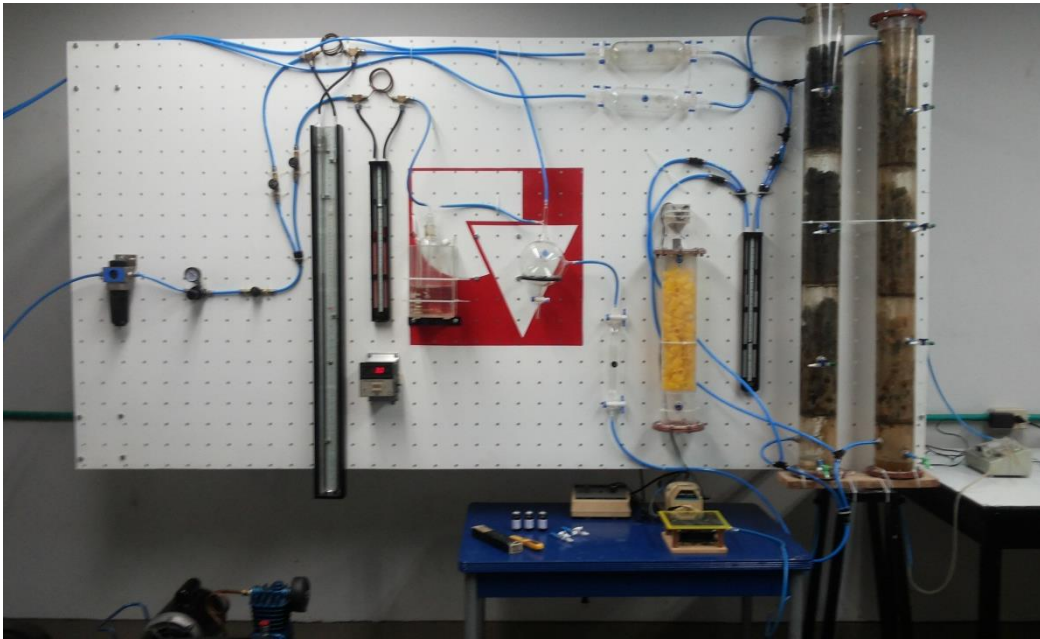


Figura 33. Esponja porosa de poliuretano con biopelícula adherida.



Figura 34. Anillos de polipropileno con biopelícula adherida.

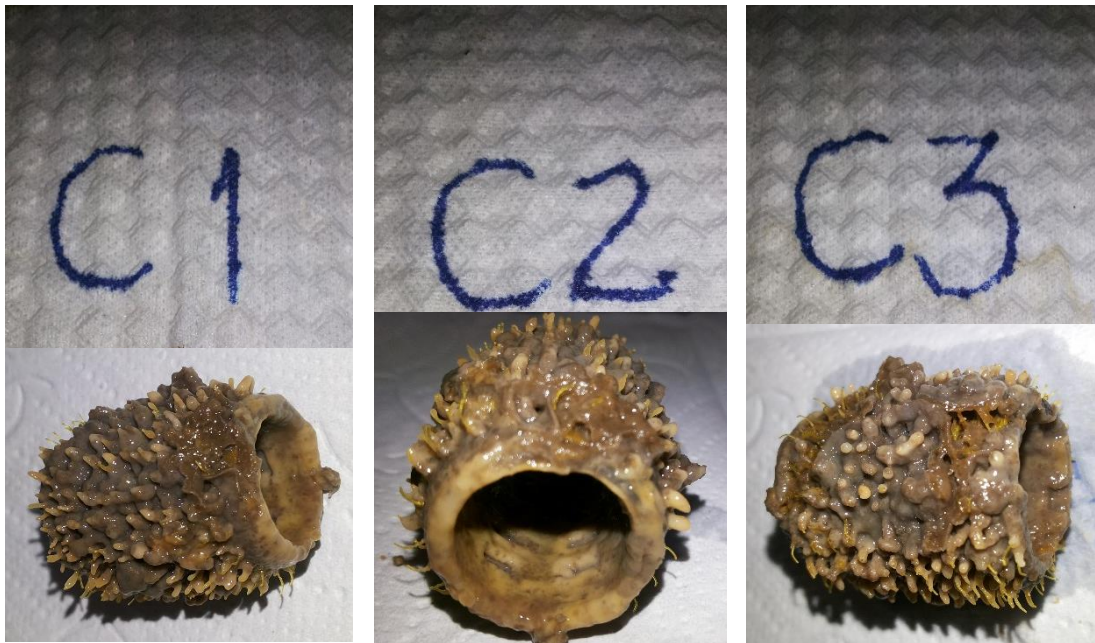


Figura 35. Mantenimiento BTF's.

