

**ELABORACIÓN DE UN SOPORTE BIOLÓGICO ACTIVO PARA LA  
DEGRADACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO PRODUCIDO EN LOS  
REACTORES UASB DE LA PTAR DE RÍO FRÍO.**

**EDGARDO PORTILLA RESTREPO**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTADA DE CIENCIAS  
ESCUELA DE QUÍMICA  
BUCARAMANGA  
2006**

**ELABORACIÓN DE UN SOPORTE BIOLÓGICO ACTIVO PARA LA  
DEGRADACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO PRODUCIDO EN LOS  
REACTORES UASB DE LA PTAR DE RÍO FRÍO.**

**EDGARDO PORTILLA RESTREPO**

**Trabajo presentado como requisito para optar al título de Químico.**

**Director:  
Dr. RODRIGO TORRES SAEZ  
Ph. D BIOQUÍMICA**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTADA DE CIENCIAS  
ESCUELA DE QUÍMICA  
BUCARAMANGA  
2006**

*Nota de aceptación.*

---

---

---

---

---

---

---

---

---

**FIRMA DE DIRECTOR**

---

**FIRMA DEL JURADO**

---

**FIRMA DEL JURADO**

**A mi hermano, mi madre, demás  
familiares y amigos que me  
impulsan y dan apoyo  
para alcanzar mis metas**

## **AGRADECIMIENTOS**

De manera muy especial agradezco a:

El director Dr. RODRIGO TORRES SAEZ por su colaboración, apoyo e ideas brindadas durante el desarrollo de este proyecto.

A los calificadores, por el tiempo que dedicaron a la corrección y evaluación de este proyecto.

A ELISEO RESTREPO JAIMES, una persona que se ha comportado como un padre para mi y me ha apoyado en la consecución de los logros alcanzados.

A DIANA CAROLINA MARTÍNEZ por su incansable respaldo.

Al Dr. FREDY ANTONIO ANAYA MARTÍNEZ en cabeza de la corporación autónoma regional para la defensa de la meseta de Bucaramanga (CDMB) por permitirme desarrollar este proyecto en la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frío.

A mi grupo de estudio (C.P.) y a los compañeros pertenecientes al grupo de investigación en bioquímica e ingeniería de proteínas.

## CONTENIDO

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2. MARCO CONCEPTUAL</b> .....	4
<b>2.1 SULFURO DE HIDRÓGENO</b> .....	6
2.1.1 Generalidades .....	6
2.1.2 Características físico-químicas del sulfuro de hidrógeno.....	6
2.1.3 Equilibrios de disociación y reactividad del H <sub>2</sub> S.....	7
2.1.4 Principales fuentes de sulfuro de hidrógeno.....	8
2.1.5 Efectos del H <sub>2</sub> S sobre la salud humana .....	10
2.1.6 Tratamiento ambiental de sulfuro de hidrógeno .....	12
<b>2.2 PROCESO DE COMPOSTAJE PARA LA ELABORACIÓN DEL SOPORTE BIOLÓGICO PARA LA DEGRADACIÓN DE SULFURO DE HIDROGENO EN EL BIOFILTRO</b> .....	15
2.2.1 Microorganismos.....	17
2.2.2 Contenido de carbono y nitrógeno .....	17
2.2.3 Condiciones del proceso. Oxígeno y aireación, pH y temperatura.....	18
2.2.4 Etapas y Tipos de Procesos de Compostaje.....	20
<b>3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL</b> .....	25
<b>3.1 DETERMINACIÓN DE LA UBICACIÓN ESPACIAL DENTRO DE LA PLANTA PARA LA ZONA DE COMPOSTAJE</b> .....	25
<b>3.2 DEFINICIÓN DEL NÚMERO DE PILAS.</b> .....	25
<b>3.3 INSTALACIÓN Y CONSTRUCCIÓN DE LAS PILAS DE COMPOSTE EN LA PLANTA</b> .....	26
<b>3.4 DESARROLLO DEL PROCESO Y CONDICIONES DEL COMPOSTAJE</b> .....	26
3.4.1 Control y monitoreo de las pilas durante el proceso.....	27
<b>3.5 EVALUACIÓN DEL MATERIAL FILTRANTE OBTENIDO</b> .....	27
<b>4. RESULTADOS</b> .....	29

<b>4.1 ELABORACIÓN DE UN SOPORTE BIOLÓGICAMENTE ACTIVO PARA DEGRADAR SULFURO DE HIDRÓGENO EN LA UNIDAD DE BIOFILTRACIÓN.</b> .....	29
<b>4.1.1 Instalación de las pilas de composte.</b> .....	29
<b>4.1.2 Seguimiento y control del proceso de compostaje.</b> .....	30
<b>4.1.2.1 Evaluación de los parámetros físicos del proceso de compostaje</b> .....	30
<b>4.1.2.2 Determinación de macronutrientes (NPK) en el proceso de compostaje</b> .....	36
<b>4.1.2.3 Tamaño de partícula del composte durante el proceso.</b> .....	38
<b>4.1.2.3.1 Material con 3 y 7 meses de compostaje.</b> .....	38
<b>4.1.2.3.2 Material con 12 meses de compostaje.</b> .....	43
<b>4.2 EVALUACIÓN DEL MATERIAL FILTRANTE OBTENIDO</b> .....	45
<b>4.2.1 Evaluación del composte con tiempo de proceso de tres meses.</b> .....	46
<b>4.2.1.1 Material con humedad entre 40% y 45 % durante el proceso de compostaje.</b> 46	
<b>4.2.1.1.1 Estudio de la capacidad de biorremediación del composte como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción).</b> .....	46
<b>4.2.1.1.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.</b> .....	49
<b>4.2.1.2. Material con humedad entre 60% y 65 % durante el proceso de compostaje.</b> 51	
<b>4.2.1.2.1 Estudio de la capacidad de biorremediación como lecho filtrante de la unidad de Biofiltración (seguimiento de remoción).</b> .....	51
<b>4.2.1.2.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.</b> .....	54
<b>4.2.2 Evaluación del composte con tiempo de proceso de siete meses.</b> .....	55
<b>4.2.2.1 Material con humedad entre 40% y 45 % durante el proceso de compostaje.</b> 55	
<b>4.2.2.1.1 Estudio de la capacidad de biorremediación como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción).</b> .....	56
<b>4.2.2.1.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.</b> .....	59
<b>4.2.2.2. Material con humedad entre 60% y 65 % durante el proceso de compostaje.</b> 61	
<b>4.2.2.2.1 Estudio de la capacidad de biorremediación del composte como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción).</b> .....	61
<b>4.2.2.2.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.</b> .....	63

<b>4.2.3 Evaluación del composte con tiempo de proceso de doce meses.....</b>	<b>64</b>
<b>4.2.3.1 Material con humedad entre 40% y 45 % durante el proceso de compostaje.64</b>	
<b>4.2.3.1.1 Estudio de la capacidad de biorremediación como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción). .....</b>	<b>64</b>
<b>4.2.3.1.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.....</b>	<b>67</b>
<b>4.2.3.2 Material con humedad entre 60% y 65 % durante el proceso de compostaje.68</b>	
<b>4.2.3.2.1 Estudio de la capacidad de biorremediación como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción). .....</b>	<b>68</b>
<b>4.2.3.2.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.....</b>	<b>70</b>
<b>5. CONCLUSIONES.....</b>	<b>73</b>
<b>6. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>74</b>
<b>7. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>75</b>
<b>8. ANEXO .....</b>	<b>79</b>

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1. Solubilidad del H<sub>2</sub>S en distintos solventes.....</b>	<b>7</b>
<b>Tabla 2. Sintomatología debida a la exposición de una persona a distintos rangos de concentración de H<sub>2</sub>S.....</b>	<b>11</b>
<b>Tabla 3. Ventajas y desventajas de la biofiltración.....</b>	<b>13</b>
<b>Tabla 4. Resultados de las pruebas de NPK al composte al inicio del proceso. ....</b>	<b>36</b>
<b>Tabla 5. Resultados de las pruebas de NPK al composte con tiempo de compostaje de tres meses.....</b>	<b>37</b>
<b>Tabla 6. Resultados de las pruebas de NPK al composte con tiempo de compostaje de siete meses.....</b>	<b>38</b>
<b>Tabla 7. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de tres meses y un contenido de humedad entre 40% y 45%..</b>	<b>49</b>
<b>Tabla 8. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de tres meses y un contenido de humedad entre 60% y 65%..</b>	<b>54</b>
<b>Tabla 9. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de siete meses y un contenido de humedad entre 40% y 45%..</b>	<b>59</b>
<b>Tabla 10. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de siete meses y un contenido de humedad entre 60% y 65%..</b>	<b>63</b>
<b>Tabla 11. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de doce meses y un contenido de humedad entre 40% y 45%..</b>	<b>67</b>
<b>Tabla 12. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de doce meses y un contenido de humedad entre 60% y 65%..</b>	<b>71</b>

## LISTA DE FIGURAS.

<b>Figura 1. Diagrama del proceso de digestión de materia orgánica.....</b>	<b>5</b>
<b>Figura 2. Proporciones de H<sub>2</sub>S y HS<sup>-</sup> en solución acuosa dependientes del pH.....</b>	<b>10</b>
<b>Figura 3. Esquema de un proceso de compostaje.....</b>	<b>16</b>
<b>Figura 4. Disposición de las pilas en el compostaje tipo WINDROW.....</b>	<b>21</b>
<b>Figura 5. Compostaje en túnel.....</b>	<b>23</b>
<b>Figura 6. Vista de la unidad de biofiltración de la PTAR Río Frío.....</b>	<b>28</b>
<b>Figura 7. Perfil de humedad durante el proceso de compostaje.....</b>	<b>31</b>
<b>Figura 8. Variación del ph durante el proceso de compostaje.....</b>	<b>31</b>
<b>Figura 9. Variación de la porosidad del material durante el proceso de compostaje...32</b>	
<b>Figura 10. Variación de la densidad del material en el proceso de compostaje.....</b>	<b>32</b>
<b>Figura 11. Densidad aparente del material en el proceso de compostaje.....</b>	<b>33</b>
<b>Figura 12. Perfil de temperatura del material en compostaje con tiempo de proceso de 3 y 7 meses.....</b>	<b>34</b>
<b>Figura 13. Perfil de temperatura del material en compostaje con tiempo de proceso de 3 y 7 meses.....</b>	<b>35</b>
<b>Figura 14. Distribución del tamaño de partícula del material durante el primer mes de compostaje.....</b>	<b>39</b>
<b>Figura 15. Distribución del tamaño de partícula del material durante el segundo mes de compostaje.....</b>	<b>39</b>
<b>Figura 16. Distribución del tamaño de partícula del material durante el tercer mes de compostaje.....</b>	<b>40</b>
<b>Figura 17. Distribución del tamaño de partícula del material durante el cuarto mes de compostaje.....</b>	<b>41</b>
<b>Figura 18. Distribución del tamaño de partícula del material durante el quinto mes de compostaje.....</b>	<b>42</b>

<b>Figura 19. Distribución del tamaño de partícula del material durante el sexto mes de compostaje.....</b>	<b>42</b>
<b>Figura 20. Distribución del tamaño de partícula del material en compostaje con porcentaje de humedad entre 40% y 45%.....</b>	<b>43</b>
<b>Figura 21. Distribución del tamaño de partícula del material en compostaje con porcentaje de humedad entre 60% y 65% .....</b>	<b>44</b>
<b>Figura 22. Puntos de monitoreo en la unidad de biofiltración.....</b>	<b>45</b>
<b>Figura 23. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1188 ppmv) alcanzada por el lecho 1 de la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.....</b>	<b>46</b>
<b>Figura 24. Cinética de biodegradación del ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 880 ppmv) alcanzada por el lecho 2 de la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.....</b>	<b>47</b>
<b>Figura 25. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1188 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.....</b>	<b>48</b>
<b>Figura 26. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1228 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.....</b>	<b>51</b>
<b>Figura 27. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1071 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.....</b>	<b>52</b>

<b>Figura 28. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1228 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.....</b>	<b>53</b>
<b>Figura 29. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 430 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.....</b>	<b>56</b>
<b>Figura 30. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 270 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.....</b>	<b>57</b>
<b>Figura 31. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 430 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.....</b>	<b>58</b>
<b>Figura 32. Colmatación del composte utilizado como material filtrante.....</b>	<b>60</b>
<b>Figura 33. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 426 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.....</b>	<b>61</b>
<b>Figura 34. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 322 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%. .....</b>	<b>61</b>

<b>Figura 35. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 426 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%. .....</b>	<b>62</b>
<b>Figura 36. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1142 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.....</b>	<b>64</b>
<b>Figura 37. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 579 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%. .....</b>	<b>65</b>
<b>Figura 38. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1142 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%. .....</b>	<b>66</b>
<b>Figura 39. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 902 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%. .....</b>	<b>68</b>
<b>Figura 40. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 678 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%. .....</b>	<b>69</b>

**Figura 41. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 902 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%. .....69**

Titulo: ELABORACIÓN DE UN SOPORTE BIOLÓGICO ACTIVO PARA LA DEGRADACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO PRODUCIDO EN LOS REACTORES UASB DE LA PTAR RÍO FRÍO EN BUCARAMANGA\*.

Autor: Edgardo Portilla Restrepo\*\*.

Palabras claves: Compostaje, sulfuro de hidrógeno, biodegradación.

En este estudio se elaboró un material biológicamente activo por medio de un proceso de compostaje, el cual se utilizó para la degradación del sulfuro de hidrógeno producido en los reactores UASB de la PTAR. Este proceso se llevó a cabo mediante la instalación de seis pilas piloto de composte a través de condiciones controladas de humedad en rangos de 40% -45% y 60%-65%, y tiempo de proceso de 3, 7 y 12 meses.

El composte es obtenido por un proceso que se basa en la descomposición biológica oxidativa de los componentes orgánicos presentes en diversos tipos de desechos, en este caso, se usaron desechos de jardinería, lodos provenientes del tratamiento anaerobio de aguas residuales en Bucaramanga y rusque (desecho de carpintería). El control del proceso se realizó mediante la medición de parámetros fisicoquímicos como humedad, porosidad, densidad, temperatura y macronutrientes NPK.

Según los resultados obtenidos en la medición de los parámetros fisicoquímicos (especialmente temperatura) se observó que en los primeros 60 días se llevaron a cabo las 4 etapas del compostaje: mesofílica, termofílica, de enfriamiento y de maduración.

Finalmente se evaluó en un biofiltro la capacidad de biorremediación alcanzada por el material obtenido del proceso de compostaje a través de la remoción de sulfuro de hidrógeno presente en la afluente del sistema de biofiltración con porcentajes de remoción alrededor del 99%, así como en velocidades máximas de oxidación del sulfuro de hidrógeno de 98g de H<sub>2</sub>S /h\*m<sup>3</sup> de composte.

---

\*Proyecto de grado

\*\*Facultada de ciencias. Escuela de química. Director: Dr. Rodrigo Torres Saez.

Title: ELABORATION OF AN ACTIVE BIOLOGICAL SUPPORT FOR THE DEGRADATION OF HYDROGEN SULFIDE PRODUCED IN THE UASB REACTORS OF PTAR RÍO FRIO IN BUCARAMANGA\*.

Author: Edgardo Portilla Restrepo\*\*.

Keywords: Composting, hydrogen sulfide, biodegradation.

In this study a biologically active material was elaborated, by composting, to be used for the degradation of hydrogen sulfide produced in the UASB reactors of the PTAR. Six pilot piles of the compost were used. They were build under controlled conditions of humidity in ranges of 40% -45% and 60%-65% , and a process time of 3, 7 and 12 months.

The compost was obtained by a process based on the oxidative biological decomposition of the organic compounds present in diverse types of waste, i.e. gardening waste, mud coming from the anaerobic treatment of residual waters in Bucaramanga and rusque (gardening waste). The process was controlled by quantifying physiochemical parameters such as humidity, porosity, density, temperature and macronutrients (NPK).

According to the physiochemical parameters observed (especially temperature), during the first 60 days four different stages of composting were observed: mesolitic, thermophilic, cooling and maturation.

The bioremediation performance was measured as the percentage of hydrogen sulfide removal from the effluent of the biofiltration system. We obtained removal percentages around 99%. Thus, we obtained specific maximum oxidation rates of hydrogen sulfide removal of 98 g of H<sub>2</sub>S /h\*m<sup>3</sup> of compost.

---

\* Project of degree

\*\* Faculty of sciences. School of chemistry: Dr. Rodrigo Torres Saez.

## 1. INTRODUCCIÓN

Durante los últimos años, nuestra región ha estado sometida a un aumento considerable del tamaño de su población, lo cual ha traído consigo la generación de grandes volúmenes de aguas residuales, que de no haber sido tratadas y dispuestas de forma adecuada habrían podido generar un grave problema ambiental a nuestra comunidad.

Es por esta razón, y para permitir el tratamiento de estas aguas residuales, que la Corporación autónoma regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB) implementó el desarrollo del PISAB (Plan Integral de Saneamiento Ambiental de Bucaramanga), programa que permitió la construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) con capacidad para tratar 720 L/s de agua residual con una DBO entre 280-370 mg/L producida por aproximadamente 320.000 habitantes.

En la actualidad, existe una amplia gama de tecnologías para llevar a cabo el tratamiento de aguas residuales. Dentro de los métodos disponibles encontramos la tecnología de digestión anaerobia, la cual se ha implementado en la Planta de Río Frío, y que usa tecnología UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), los cuales se basan en la descomposición biológica de la materia orgánica disuelta en el agua residual a través de un manto de lodos anaerobios donde se encuentran soportados una amplia variedad de microorganismos encargados de realizar la biodegradación.

Uno de los principales inconvenientes que se presentan en las plantas de tratamiento anaerobio de aguas residuales es la generación de olores desagradables, que en su mayor parte están ocasionados por el  $H_2S$  generado durante la fase acidogénica (en el caso de la PTAR de río frío se producen 16,2 Kg de  $H_2S$  por hora) de digestión anaeróbica llevada a cabo por bacterias sulfatoredutoras y microorganismos fermentativos. Otro foco de

producción de estos gases son las llamadas lagunas facultativas, que por su naturaleza biológica poseen este tipo de microorganismos anaerobios en el fondo de la laguna.

Sin embargo, se han desarrollado distintas tecnologías para el tratamiento de estos gases, entre los que se encuentran la degradación físico-química y la oxidación biológica del sulfuro de hidrógeno a través de microorganismos en fase líquida o inmovilizados en un soporte, en diferentes tipos de configuración de reactores [KENNES y THALASSO, 1998].

Actualmente y con el fin de tratar estos gases en la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frío (PTAR) se ha construido una unidad de biofiltración, la cual tiene como lecho filtrante un material biológicamente activo, denominado composte, que sirve como soporte para organismos sulfuro-oxidantes cuya acción metabólica principal es oxidar el sulfuro de hidrógeno, utilizando el  $S^{2-}$  como aceptor final de electrones y transformando el azufre de este compuesto a su forma más oxidada  $SO_4^{2-}$  que al combinarse con el agua presente en el proceso se convierte en  $H_2SO_4$ .

El sistema de biofiltración de la PTAR fue diseñado para soportar concentraciones máximas de 800 ppmv de sulfuro de hidrógeno (teniendo en cuenta condiciones de diseño). Sin embargo, estas concentraciones no son constantes en el afluente del biofiltro ya que se presentan fluctuaciones de carga contaminante al biofiltro, con concentraciones máximas de 1850 ppmv y mínimas de 252 ppmv, lo cual genera un acelerado deterioro del material filtrante de la unidad debido a factores tales como: la colmatación del composte con productos de la oxidación del sulfuro de hidrogeno, acidificación extrema del medio y un detrimento en la vida media de los microorganismos que forman el biofiltro.

Es por ello surgió la necesidad de implementar un proceso autónomo de compostaje que permita la obtención de un material sólido biológicamente activo, con gran capacidad de oxidación de sulfuro de hidrógeno en la unidad de biofiltración. Para el logro de este objetivo, se implantará una metodología de optimización del proceso de compostaje a

través de la variación de parámetros del proceso tales como humedad y tiempo de maduración.

De forma adicional, se aprovechó la abundante y variada población microbiana existente en los lodos producidos por los reactores UASB en la planta, el cual fue usado como materia prima del proceso de compostaje donde se obtuvo el material biológicamente activo, al que posteriormente se evaluó su capacidad de biorremediación de los efluentes gaseosos de los reactores UASB.

## 2. MARCO CONCEPTUAL

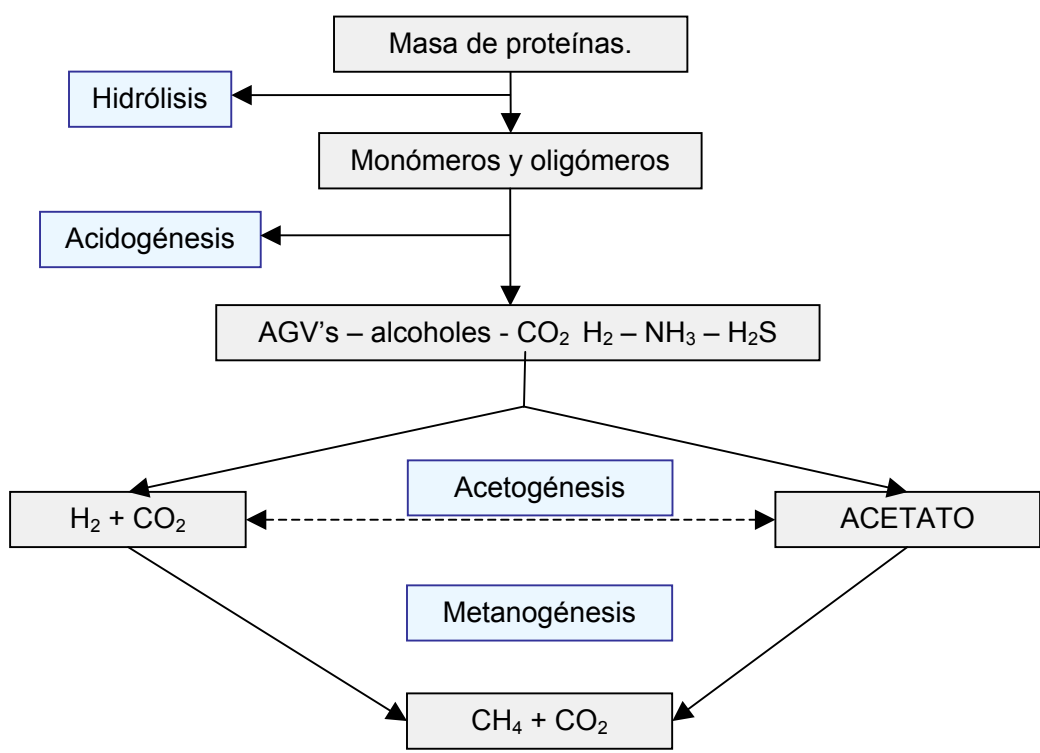
Uno de los mayores problemas ambientales, lo constituye la contaminación atmosférica generada por la producción industrial de gases contaminantes. Existe una gran variedad de procesos que generan gases contaminantes; la amplia gama de contaminantes presentes en este tipo de efluentes hace que no exista una tecnología mejor que otra sino que cada caso sea evaluado de forma específica. No obstante, se han desarrollado una gran variedad de tecnologías para su tratamiento. Estas se basan principalmente en fundamentos fisicoquímicos; como son la incineración, oxidación química, absorción y adsorción, las cuales son usadas a nivel industrial para el tratamiento de fuentes puntuales de compuestos contaminantes. Sin embargo, este tipo de desarrollos han contado con desventajas de distintas índoles, una de ellas y la razón por la cual en nuestro país no han tenido un auge considerable, es el alto costo que conlleva la implementación de estas tecnologías.

Por otro lado, se han aplicado diversos tipos de tratamientos biológicos de compuestos contaminantes generados en distintas fuentes industriales [ELSGAARD, 1998; LUO, 2001; HONG y PARK, 2005], entre los que se encuentran el tratamiento de compuestos tales como los VOC's (compuestos orgánicos volátiles) generados por la industria de alimentos, química y petroquímica, los CORA (compuestos orgánicos reducidos de azufre) en la fabricación de papel y esponjas sintéticas, o las corrientes gaseosas producidas en plantas de tratamiento de aguas residuales tanto industriales como domésticas.

Entre los diferentes tipos de gases contaminantes, el sulfuro de hidrógeno es un claro ejemplo de un compuesto generado en las plantas de tratamiento anaerobio de aguas residuales que puede ser tratado a través de procesos biológicos. El sulfuro de hidrógeno producido en los reactores UASB se debe a un proceso de descomposición anaerobio de la materia orgánica que se lleva a cabo en cuatro etapas, (Ver Figura 1), denominadas: hidrólisis (donde la masa de proteínas, lípidos, grasa y aceites se hidrolizan a monómeros

que puedan entrar en la membrana celular de los microorganismos), acidogénesis (donde los compuestos obtenidos durante la hidrólisis son capturados por microorganismos fermentativos cuyo metabolismo da lugar a la producción de ácidos grasos volátiles (AGV's), alcoholes, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, amoníaco y *sulfuro de hidrógeno*), acetogénesis (donde algunos compuestos producidos en la acidogénesis son convertidos a hidrógeno, acetato y CO<sub>2</sub>), y metanogénesis (en esta etapa actúan bacterias metanogénicas que se encargan de producir metano a partir del CO<sub>2</sub> y el H<sub>2</sub>).

**Figura 1. Diagrama del proceso de digestión anaerobia materia orgánica.**



## 2.1 SULFURO DE HIDRÓGENO

### 2.1.1 Generalidades

El sulfuro de hidrógeno, conocido también como ácido sulfhídrico o  $H_2S$ , es un gas altamente contaminante a condiciones ambientales, cuya principal característica es su fuerte olor (a huevos podridos) que percibe el ser humano cuando este compuesto presenta una concentración entre 0,005 a 3 ppm. Uno de los aspectos más importantes cuando se estudia este compuesto, es conocer sus propiedades físico-químicas para poder determinar la influencia de este en la vida de un ser humano. Sin embargo, también se deben tener en cuenta otros aspectos fundamentales son las fuentes y formas de producción del  $H_2S$ .

### 2.1.2 Características físico-químicas del sulfuro de hidrógeno

La principal característica que presenta este gas es su desagradable olor para el olfato humano en concentraciones de 0,005 a 3 ppm. Sin embargo, al aumentar su concentración, el sulfuro de hidrogeno va perdiendo su olor debido al efecto causado sobre el sistema respiratorio de los seres humanos (posteriormente se anotará este efecto). Otras propiedades de este compuesto se enuncian a continuación [SAFETY, 2000]:

- Nombre: sulfuro de hidrógeno
- Formula química:  $H_2S$ .
- Peso molecular: 34 g/mol
- Punto de fusión:  $-86\text{ }^{\circ}C$
- Punto de ebullición:  $-60.2\text{ }^{\circ}C$
- Temperatura crítica:  $100\text{ }^{\circ}C$
- Densidad relativa: gas 1,2 (aire =1) y líquido 0,92 (agua =1)
- Presión de vapor a  $20\text{ }^{\circ}C$ : 18 bar.
- Solubilidad en agua a  $20\text{ }^{\circ}C$ : 3660 mg/L

**Tabla 1. Solubilidad del H<sub>2</sub>S en distintos solventes [tomado de SAFETY, 2000].**

Temperatura (°C)	Presión (psia)	Tipo de Solvente	Solubilidad (g/L)
66	50	Agua	4,8
		Sulfato ácido	4,7
		34% (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,6
121	100	Agua	6,9
		Sulfato ácido	5,1
		34% (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,0

- Solubilidad en solventes orgánicos: soluble en glicerol, keroseno, disulfuro de carbono, aceite de petróleo.
- Apariencia: gas incoloro y olor a huevos podridos
- Temperatura de autoignición: 270 °C
- Rango de flamabilidad: 4,3 a 45,5% V en aire.
- Constante de Henry: a 20 °C 468 atm/ fracción molar  
a 30 °C 600 atm/ fracción molar  
a 40 °C 729 atm/ fracción molar

### 2.1.3 Equilibrios de disociación y reactividad del H<sub>2</sub>S [tomado de SAFETY, 2000].

El sulfuro de hidrógeno presenta los siguientes equilibrios de disociación:



$$pK_a = 7,04$$

$$K_a = \frac{[\text{HS}^-_{(aq)}][\text{H}^+_{(aq)}]}{[\text{H}_2\text{S}_{(aq)}]}$$



$$pK_a = 11,96$$

$$Ka = \frac{[S^{2-}(\text{aq})][H^{+}(\text{aq})]}{[HS^{-}(\text{aq})]}$$

En cuanto a la reactividad y estabilidad de este compuesto cabe anotar que es inflamable y explosivo cuando se forma una mezcla de H<sub>2</sub>S-aire. Reacciona violentamente al contacto con especies altamente oxidantes, tiene la facilidad de corroer algunos metales y en general es nocivo para especies acuáticas cuando se encuentra en solución acuosa [U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, 2004; SAFETY, 2000].

Otro aspecto de gran importancia y que está íntimamente relacionado con la presencia de sulfuro de hidrógeno en cualquier tipo de ambiente es el efecto de corrosión que este compuesto ocasiona sobre distintos tipos de materiales (no solo metales) como el concreto, arcilla vitrificada, acero, asbesto y plástico. Este efecto se puede contrarrestar utilizando materiales que soporten el ataque del ácido sulfhídrico como es el policloruro de vinilo (PVC), el acrilonitrilo-butadieno-estireno y el polietileno.

#### 2.1.4 Principales fuentes de sulfuro de hidrógeno.

Existe una gran diversidad de fuentes naturales o artificiales de H<sub>2</sub>S, dentro de las cuales encontramos; volcanes, ambientes submarinos, pantanos, aguas superficiales estancadas, yacimientos de petróleo y gas natural. El sulfuro de hidrógeno también se asocia a existencia de alcantarillas, plantas de tratamiento de aguas residuales (domiciliarias e industriales) y operaciones en las que se involucra la producción de papel. La producción industrial de H<sub>2</sub>S se presenta en plantas de gas natural, plantas petroquímicas, plantas de transformación de alimentos y curtidurías. A menor escala, el sulfuro de hidrógeno es producido en la vida cotidiana de los seres humanos, el humo que es expedido por las personas cuando fuman, los gases que expulsan los vehículos por la combustión de gasolina

y aceite, algunas refinerías y en zonas de alta actividad geotérmica son fuentes activas de pequeñas concentraciones de ácido sulfhídrico.

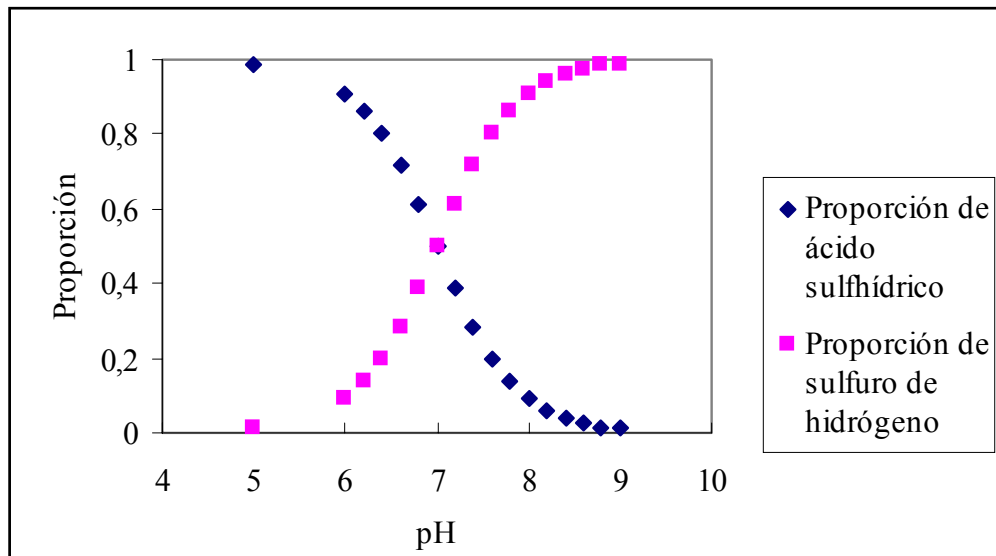
Otro centro de producción de sulfuro de hidrógeno es el ser humano, puesto que las bacterias encontradas en su boca y aparato gastrointestinal producen el  $H_2S$  descomponiendo los materiales que contiene proteínas provenientes de animales y vegetales. Los principales portadores de azufre en la materia viva son los aminoácidos cistina, cisteína y metionina, sin embargo no solo los aminoácidos por separado poseen considerables proporciones de azufre, también se observa en el peptidoglucano y en vitaminas como la  $B_1$ . La descomposición de todos estos compuestos en el organismo da lugar a la producción de  $H_2S$ .

El sulfuro de hidrógeno que se produce en las plantas de tratamiento de aguas residuales se obtiene gracias a la actividad metabólica de bacterias sulfatoreductoras que utilizan compuestos azufrados presentes en el agua a tratar para llevar a cabo sus actividades metabólicas. En la mayoría de los casos el  $H_2S$  se produce por la reducción bacteriana de sulfatos ( $SO_4^{2-}$ ) y por la descomposición de proteínas que contienen aminoácidos como cistina, cisteína y metionina.

El factor que favorece la formación del sulfuro de hidrógeno en el agua residual doméstica es el pH, dependiendo del valor de este parámetro se podrán presentar dos especies:

- A pH alto (7-9) se encuentra en mayor proporción el  $HS^-$  (sulfuro de hidrógeno)
- A pH bajo (5-7) se encuentra en mayor proporción el ácido sulfhídrico.

**Figura 2. Proporciones de H<sub>2</sub>S y HS<sup>-</sup> en solución acuosa dependientes del pH.** (Tomada de <http://iier.iscii.es> fecha de acceso 14-03-05).



De estas dos especies, la más volátil y menos soluble en agua es el H<sub>2</sub>S, por tal razón se espera encontrar concentraciones altas de este compuesto en lugares encerrados donde se lleven a cabo procesos bacterianos anaerobios (por ej. en reactores UASB).

Con frecuencia se presenta competencia entre dos tipos de reacciones fundamentales en el proceso de degradación de materia orgánica en ambientes anoxigénicos; una es la que realizan las bacterias metanogénicas y la otra en la que intervienen las bacterias sulfato-reductoras en lo que se refiere a la elección de donadores de electrones. Sin embargo, mientras estén presentes los compuestos con alto contenido de azufre en la materia orgánica, se favorecerá en una mayor proporción su degradación por las bacterias sulfato-reductoras.

### 2.1.5 Efectos del H<sub>2</sub>S sobre la salud humana

Como ya se ha mencionado, la naturaleza del sulfuro de hidrógeno es la de un gas altamente tóxico para la salud. Sin embargo, los efectos de esta sustancia sobre los seres

humanos varían de acuerdo a la concentración de gas a la que se esté expuesto.

Entre los síntomas más comunes se encuentran el mal olor (cuando el ácido sulfhídrico se encuentra en concentraciones muy bajas), irritación de los ojos, nariz o garganta, pérdida de conciencia y en el caso en que se esté expuesto a concentraciones demasiado altas de este gas puede causar la muerte. A continuación, se presentará una lista de los principales efectos por la exposición al sulfuro de hidrógeno teniendo en cuenta la concentración a la que se presentan cada uno de estos síntomas [U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES].

**Tabla 2. Sintomatología debida a la exposición de una persona a distintos rangos de concentración de H<sub>2</sub>S.**

CONCENTRACIÓN (ppm)	SÍNTOMAS
10	Irritación en los ojos.
50-100	Conjuntivitis e irritación del tracto respiratorio.
100	Irritación de los ojos y pérdida de la sensibilidad.
200-300	Conjuntivitis avanzada y fuerte dolor de cabeza.
500-700	Pérdida de la conciencia y posible muerte.
700-1000	Rápida pérdida de la conciencia, paro respiratorio y muerte inminente.
1000-2000	Paro respiratorio y muerte en pocos minutos.

Se han reportado diversas sintomatologías dependiendo del tipo de contacto que se tenga con este tipo de gas:

- **Ojos.** Provoca su irritación.
- **Piel.** Puede provocar quemaduras similares a la congelación. El contacto prolongado o repetido con la piel puede retirar la grasa natural y ocasionar una irritación o dermatitis.
- **Inhalación.** Puede causar irritación del tracto respiratorio. La inhalación causa dolores de

cabeza, mareos, somnolencia y náuseas y puede provocar la pérdida de consciencia.

- **Ingestión.** No aplicable. (Gas licuado).

Se han presentado en diversas regiones del mundo un número considerable de muertes por exposición al sulfuro de hidrógeno. Este tipo de acontecimientos tienen mayor influencia en ámbitos laborales tales como el mantenimiento de alcantarillados, manejo de plantas de tratamientos de aguas residuales industriales y domésticas, procesamientos de lodos, producción de aceites, extracción de gases y en la industria petroquímica.

### **2.1.6 Tratamiento ambiental de sulfuro de hidrógeno**

El sulfuro de hidrógeno es tratado tradicionalmente mediante sistemas físico-químicos, esencialmente mediante torres de absorción a pH básico con o sin adición de un oxidante químico. Este tipo de tratamiento es muy efectivo, pero conlleva importantes dificultades tales como: alto costo, riesgo de accidente debido a la utilización de compuestos químicos corrosivos, producción de halometanos (compuestos muy conocidos por su alto grado de toxicidad), altas temperaturas y presiones [YANG y TOLLEFSON, 1998].

Existe actualmente otro tipo de procesos para hacer un buen tratamiento del sulfuro de hidrógeno, los procesos biológicos, que constituyen una alternativa bastante viable desde el punto de vista operativo, económico y funcional [ELSGAARD, 1998; LEE y colaboradores 2002; HENTZ y colaboradores 1992].

Este tipo de tecnología involucra el uso de biorreactores, donde el tratamiento de gases contaminantes se lleva a cabo a través de microorganismos activos (generalmente inmovilizados en forma de biofilm) que utilizan su actividad metabólica para biotransformar estos compuestos, los cuales se constituyen en fuentes de energía esenciales para el crecimiento de los microorganismos.

Actualmente existen diversos tipos de biorreactores, los más utilizados durante los últimos

años son los de tipo biofiltro y los biofiltro percoladores, ya que han demostrado su gran eficiencia de remoción ante un amplio rango de contaminantes [KENNES y THALASSO, 1998].

En sus inicios, la biofiltración se utilizó principalmente para la eliminación de malos olores. Los primeros biofiltros aparecieron en las plantas de tratamiento de aguas residuales, en mataderos, en unidades de compostaje y en la industria alimenticia. De manera progresiva, se han utilizado los biofiltros para el tratamiento de una gama cada vez más amplia de contaminantes. Actualmente la lista de compuestos tratados con éxito por biofiltros incluyen casi 200 compuestos diferentes, tanto minerales como orgánicos en los que encontramos alifáticos, aromáticos, halogenados y no-halogenados [THALASSO y PINEDA f.a 2005]. Sin embargo, la biofiltración como todo proceso de tratamiento ambiental posee ventajas y desventajas (Ver Tabla 2).

**Tabla 3. Ventajas y desventajas de la biofiltración** [SILVA fecha de acceso. 04-03-2005].

<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
Costos de inversión y Operación bajos.	Difícil de modelar. Requiere de trabajo experimental.
Flexible para diversos tipos de contaminantes.	No aplica a compuestos no biodegradables.
Es un proceso natural y por tanto es una tecnología ambientalmente amigable.	A caudales grandes se requiere disponer de grandes áreas efectivas de biofiltración.
Muy eficientes para remover gases contaminantes como ácido sulfhídrico.	Requiere un periodo de adaptación de los microorganismos a los contaminantes.

El mecanismo de oxidación biológica del sulfuro de hidrógeno en los biofiltros depende del tipo de población microbiana del reactor, así como de la concentración del contaminante y del oxígeno. Cuando la oxidación es completa se lleva a cabo la siguiente reacción catalizada por microorganismos autótrofos.

### Microorganismos



La biofiltración es sin duda la tecnología de tratamiento biológico más utilizada para gases contaminantes. Está caracterizada por el uso de un soporte orgánico (aserrín, turba, composte, etc.) [RAMIREZ y colaboradores 2003; JUTEUA y colaboradores 1999] que provee los nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos, transformando el soporte orgánico en un filtro biológicamente activo (al pasar el aire contaminado a través del lecho, los microorganismos presentes en la superficie del soporte degradan el gas H<sub>2</sub>S).

Los microorganismos presentes en los biofiltros son los mismos que degradan los contaminantes en la naturaleza. En el tratamiento de aguas residuales se encuentran suspendidos en lodos activados y en los sistemas de biofiltración en soportotes orgánicos (composte). La particularidad de los microorganismos en los sistemas de biofiltración es que son muy numerosos, cualidad que proporciona una alta relación superficie-volumen que favorece la transferencia de masa y la degradación final del sulfuro de hidrógeno [SILVA f.a. 2005].

Las bacterias que oxidan microbiológicamente el sulfuro de hidrógeno se encuentran en diversos hábitats: suelos, ambientes marinos, aguas dulces y drenaje ácidos de minas. Este tipo de bacterias son denominadas quimiolitótrofas ya que utilizan compuestos inorgánicos como fuente de energía y requieren de variadas condiciones especiales para crecer, algunas especies son activas a pH entre 0,5 y 10 y en un rango de temperatura de 20° a 75° C. Los microorganismos predominantes en este tipo de biorreactores pertenecen al género *Thiobacillus*, los cuales son bacilos cortos, gram-negativos y la mayor parte de las especies se moviliza por medio de un flagelo polar [OYARAZÚN y colaboradores 2003, CHO y colaboradores 2000; OPRIME y colaboradores 2001], ya que los pertenecientes al género *Sulfolobus* viven en hábitats sulfúricos geotérmicos, los *Thermothrix* se desarrollan en

rangos de temperatura entre 55 y 85 °C y los *Thiomicrospira* son microorganismos muy pequeños y con poca capacidad de agarre a los medios de soporte (por lo tanto es de esperar que abandonen el lecho filtrante inmersos en los lixiviados). Otro tipo de microorganismos que intervienen en la biooxidación de sulfuro de hidrógeno son las bacterias del género *Pseudomonas putida* CH11, las cuales son capaces de degradar H<sub>2</sub>S en concentraciones alrededor de 200 ppm [CHUNG y colaboradores 1996].

La comunidad microbiana residente en los soportes biológicos de los sistemas de biofiltración de gases contaminantes no solo está compuesta por bacterias, sino que también cuenta con la presencia de hongos que al igual que los demás microorganismos utilizan el sulfuro de hidrógeno como sustrato para llevar a cabo sus actividades metabólicas.

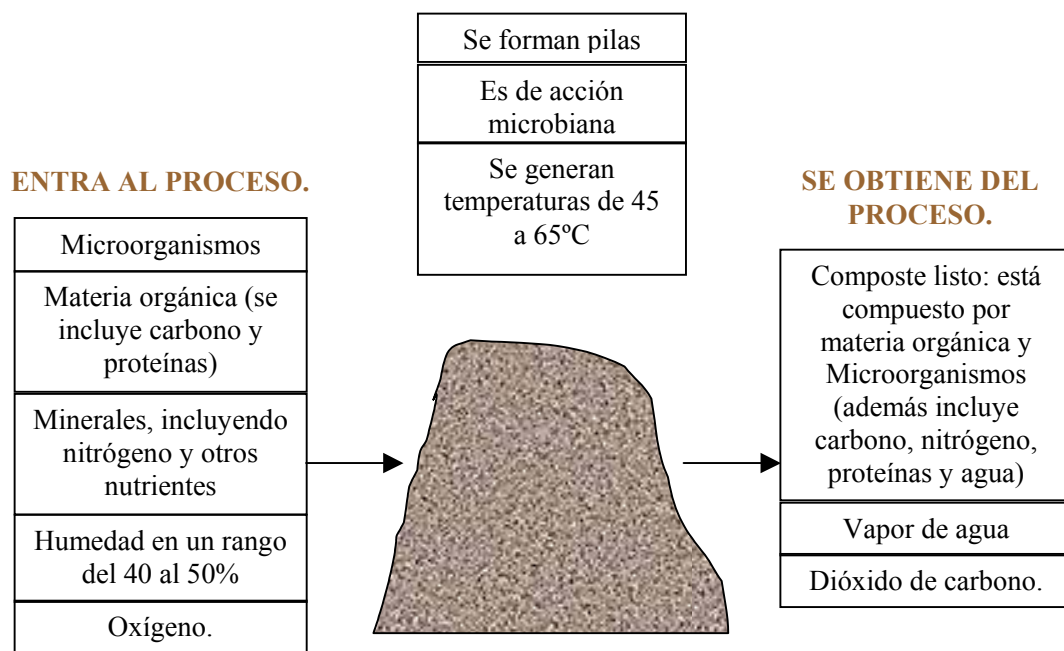
Una de las principales razones de la presencia de estos microorganismos en los reactores en donde ocurren los procesos de biofiltración, es mejorar el rendimiento del proceso. Así mismo gracias a su capacidad de supervivencia a pH bajos, los hongos evitan el deterioro de los soportes biológicos por acidificación del medio debido a la alta producción de sulfatos en los biofiltros

## **2.2 PROCESO DE COMPOSTAJE PARA LA ELABORACIÓN DEL SOPORTE BIOLÓGICO PARA LA DEGRADACIÓN DE SULFURO DE HIDROGENO EN EL BIOFILTRO**

En la actualidad se usan diversos tipos de biomasa que pueden servir como soporte de microorganismos [RAMIREZ y colaboradores, 2003; CHO y colaboradores 2000]; entre las cuales se encuentra el composte, que es uno de los medios más usados en la biofiltración ya que provee a los microorganismos un hábitat benigno para su crecimiento, favoreciendo los procesos metabólicos y la capacidad de biorremediación de contaminantes (H<sub>2</sub>S) por parte de la unidad donde éste se instale.

Uno de los mecanismos más utilizados por el cual se obtiene el material filtrante de los biofiltros se denomina compostaje. Este tipo de proceso se define como la descomposición aeróbica de materia orgánica por medio de la acción biológica natural, realizado por distintos tipos de bacterias, hongos, microorganismos e invertebrados más grandes como gusanos. Estos tipos de organismos requieren de condiciones especiales de humedad, temperatura, nutrientes y oxígeno, para poder llevar a cabo los diferentes procesos biológicos que encierra el compostaje. En la Figura 3 se relacionan algunos factores que entran al proceso y que salen del mismo.

**Figura 3. Esquema de un proceso de compostaje.**



Existen diversos parámetros en el compostaje que condicionan el proceso, entre los que encontramos: microorganismos, nitrógeno y carbono, oxígeno y aireación, humedad, pH y temperatura. Cada una de estas características cumple un papel fundamental en el proceso

[ELIAS y colaboradores, 2002; LIANG y colaboradores, 2003; INSTITUT QUIMIC DE SARRIA 2001].

### 2.2.1 **Microorganismos**

El compostaje es la descomposición controlada de materia orgánica que inicialmente empieza con la acción de bacterias y organismos pertenecientes al reino fungi. Las bacterias involucradas en este proceso son de dos tipos, mesófilas y termófilas; la característica fundamental de este tipo de bacterias es el rango de temperatura en que ellas proliferan. En el caso de las mesófilas se observa una mayor acción a temperaturas entre 21° a 40° C, durante el período en que estos organismos actúan se observa la descomposición de carbohidratos y proteínas, generándose un aumento en la temperatura lo cual favorece el desarrollo de bacterias termófilas (las cuales se desarrollan a temperaturas entre 40° a 70° C) [SUNDBERG y colaboradores, 2004]. En esta etapa del compostaje se descomponen celulosa, lípidos y hemicelulosa. Otro tipo de organismos son los hongos que en períodos termófilos participan en la descomposición de celulosa y hemicelulosa. No solo las bacterias y los hongos intervienen en la descomposición de la materia orgánica, también los protozoarios, actinomicetes y gusanos pequeños (la desaparición de estos en el composte señala un buen grado de maduración del mismo) también intervienen en el compostaje.

### 2.2.2 **Contenido de carbono y nitrógeno**

La materia orgánica en su mayor parte está compuesta por carbono y nitrógeno, lo cual hace que la relación entre estos dos elementos en las pilas de composte sea muy importante. Teóricamente esta relación (C/N) debe ser 30 a 1 para poder obtener un material de buena calidad, sin embargo si esta relación es muy elevada se reduce la actividad biológica, mientras que si se presentan valores bajos, el exceso de nitrógeno se elimina en forma de

amoníaco [CHANG y LIN, 2004].

Tanto el contenido de carbono como el de nitrógeno se regulan mediante la selección de las materias primas para el proceso de compostaje. La paja, la madera y las hojas secas (materia marrón) son ricas en carbono mientras que los vegetales jóvenes (materia verde) son ricos en nitrógeno. Este elemento no solo se debe adicionar al proceso si no que además se debe conservar, es por ello que una de las mejores maneras de conseguir este propósito es la precipitación del  $\text{NH}_3$  como sales de fósforo [JEONG y KIM, 2001].

### **2.2.3 Condiciones del proceso. Oxígeno y aireación, pH y temperatura.**

El compostaje es un proceso de descomposición aeróbica. Los microorganismos encargados de transformar la materia orgánica en composte necesitan del oxígeno para llevar a cabo sus eventos metabólicos. El porcentaje de oxígeno en el aire es considerable (alrededor del 21 %), del cual solo es necesario el 5 % para el desarrollo de las bacterias y demás organismos que participan en el proceso.

El contenido de oxígeno debe ser grande si el composte tiene características particulares tales como un alto contenido de nitrógeno, tamaño de partícula pequeño y un alto contenido de humedad [LIANG y colaboradores 2003].

El contenido de oxígeno en un proceso de compostaje se regula por medio de volteos al material en descomposición, cuanto mayor sea el número en el transcurso del compostaje mayor será la presencia del oxígeno en el mismo.

Todos los seres necesitan agua para existir, incluyendo los microorganismos encargados de la producción de composte. El contenido de agua en el proceso es necesario para disolver los nutrientes que necesitan los microorganismos para tener un ambiente microbiano

propicio para su desarrollo y actividad metabólica. Los niveles de humedad recomendados para el proceso de compostaje varía de acuerdo con el uso que se vaya a dar al material obtenido. En el caso de los biofiltros, el composte debe ser un material de soporte para microorganismos degradadores de  $H_2S$ , que por lo general se desarrollan en ambientes acuosos, en donde la humedad debe estar en un rango de 40 a 65%. Sin embargo, el comportamiento microbiano varía de una manera considerable dependiendo en que punto del rango de humedad se encuentre el material (LIANG y colaboradores, 2003).

Un aumento en la humedad ocasionará ambientes anaeróbicos en el material en descomposición ya que el agua ocupará los poros y se presentarán fermentaciones indeseadas. Por el contrario, si el contenido de agua es pequeño se observará una disminución en la actividad microbiana, ya que este compuesto es fundamental para el transporte de nutrientes del medio a los microorganismos encargados de la degradación, por ende esta situación retrasará el proceso. En el caso de la fabricación del material filtrante para los biofiltros el contenido de agua también se regula con los volteos periódicos del material sometido a compostaje.

En general, los microorganismos involucrados en el proceso de compostaje se desarrollan a valores de pH entre el rango de 6 a 8 unidades de pH [SUNDBERG y colaboradores 2004]. Las bacterias toleran un pH entre 6 y 7.5, variando en los hongos este rango entre 5.5 y 8. Sin embargo, en algunas etapas del proceso se presenta la producción de ácidos grasos que ocasionan un descenso en el pH lo cual en la mayoría de los casos favorece la aparición de organismos mesófilos.

Por otro lado, la energía que entra al proceso de compostaje (materias primas) se transforma en energía calorífica y se consume en la ploriferación de microorganismos [LIANG y colaboradores, 2003; MIYATAKE y IWABUCHI, 2005]. La temperatura es uno de los factores más importantes en los procesos de compostaje, ya que es un indicador que nos permite observar cada una de las etapas del proceso [GOYAL y colaboradores,

2005].

#### **2.2.4 Etapas y Tipos de Procesos de Compostaje.**

Las etapas del proceso son:

- Mesolítica. el material se encuentra a temperatura ambiente.
- Termofílica. se alcanzan temperaturas hasta de 60°C.
- De enfriamiento: el composte sufre un descenso de temperatura hasta 40°C.
- De maduración: nuevamente las pilas adquieren la temperatura ambiente y así termina el proceso de compostaje.

Cada uno de estos parámetros interviene en las distintas formas de compostaje que hasta el momento se llevan a cabo industrialmente, entre las que encontramos:

**Compostaje tipo Windrow:** este tipo de compostaje es relativamente simple y la forma más económica de hacer el compostaje en la actualidad. En este proceso las materias primas se amontonan sobre el suelo sin ser comprimidas, teniendo en cuenta la forma que se deba dar a la mezcla (pilas) (Ver Figura 4).

Las pilas deben tener dimensiones específicas para poder favorecer las condiciones del proceso. En la mayoría de los casos las dimensiones oscilan entre 1.2 –2 m de altura, por 2-4 metros de ancho, siendo la longitud variable de acuerdo con las necesidades para las cuales se vaya a implementar el proceso de compostaje. Las secciones de las pilas tienden a ser trapezoidales pero en zonas muy lluviosas tiende a ser semicirculares para favorecer el drenaje de agua. Las pilas son ventiladas por convección natural. El aire caliente que sube desde el centro de la pila crea un vacío parcial que aspira el aire de los lados. La forma y tamaño óptimo de la pila depende del tamaño de partícula, contenido de humedad, porosidad y nivel de descomposición, todo lo cual afecta el movimiento del aire hacia el

centro de la pila. Una vez hecha la pila la única gestión necesaria es el volteo que dependerá del tipo de materia prima, humedad de la mezcla y el tiempo deseado para el proceso de compostaje. Es habitual realizar este tipo de mantenimiento a las pilas cada 6 – 10 días, sirviendo cada volteo para homogeneizar el material de compostaje, introducir oxígeno al proceso, regular la temperatura del proceso y aumentar la porosidad del material.

**Figura 4. Disposición de las pilas en el compostaje tipo WINDROW**



**Compostaje windrow con ventilación:** esta tecnología varía esencialmente de la expuesta anteriormente en el tipo de ventilación que se acopla a las pilas. En este tipo de compostaje las pilas se instalan encima de un juego de tubos con perforaciones los cuales van conectados a un sistema impulsor de aire que adiciona ventilación al proceso. La adición de oxígeno a las pilas es regulada por sensores de temperatura que activan el impulsor cuando el composte en formación alcanza niveles de temperatura preestablecidos. Otra diferencia de este tipo de compostaje es que las pilas no se voltean y por tanto el proceso es más efectivo para materias primas muy homogéneas. El proceso dura aproximadamente 1 a 2

meses una vez instauradas las pilas de composte, siendo necesario posteriormente desmontar el composte de los tubos e implantar un proceso de maduración con duración de mínimo tres meses.

**Sistemas cerrados:** este tipo de sistema se divide en tres métodos fundamentales: procesos en túneles, contenedores o en tambor.

Los procesos en túneles, contenedores o en tambor son procesos modulares que permiten ampliar la capacidad de tratamiento, añadiendo las unidades de tratamiento necesarias. El recipiente puede ser de varias modalidades, desde un silo a un foso de hormigón. Como se trata de sistemas cerrados, es posible tratar los olores producidos por una eventual descomposición anaerobia.

Comúnmente se hace uso de la ventilación forzada, similar a la operación de una pila estática ventilada. Los sistemas de silos aprovechan la gravedad para mover el material a través del mismo, y la carencia interna de mezcla tiende a limitar los silos a materiales homogéneos.

Otros sistemas de compostaje en contenedores pueden incluir sistemas de mezcla interna que físicamente mueve los materiales a través del contenedor, combinando las ventajas de los sistemas de pilas volteadas y pilas estáticas ventiladas. Así mismo, se incorpora un sistema de ventilación para el aporte de oxígeno necesario para los microorganismos. De este concepto cabe resaltar el bajo consumo energético, sobre todo en el caso de procesos por cargas, y el poco personal necesario para la operación.

**Compostaje en tambor:** El proceso de compostaje tiene lugar en un tambor de rotación lenta. Estos tambores pueden trabajar en continuo o por cargas y son de diferentes tamaños y formas. Están contruidos en acero y la mayoría de ellos incorporan aislamiento térmico. El residuo orgánico, una vez pesado y registrado, es descargado en la zona de recepción.

Desde aquí se deposita mediante una pala cargadora al alimentador de los tambores de compostaje. La alimentación del residuo y su distribución dentro del tambor se realiza de forma totalmente automática. El proceso de descomposición tiene lugar dentro del tambor de compostaje. Gracias a la rotación intermitente de la unidad de compostaje, el material es desembrollado, homogeneizado y desfibrilado de forma selectiva con un resultado óptimo.

Las emisiones de olor, las cuales alcanzan máximos al principio de la descomposición, son extraídas por el sistema de ventilación del tambor y dirigidas a un biofiltro para su eliminación. El líquido de los residuos, liberado durante la transformación de las sustancias orgánicas, es realimentado al residuo orgánico por la rotación intermitente del sistema, manteniéndose dentro del mismo.

**Compostaje en túnel:** Aquí, el proceso tiene lugar en un túnel cerrado, generalmente fabricado en hormigón, con una vía de ventilación controlada por impulsión o aspiración, para el aporte de O<sub>2</sub>, imprescindible para los microorganismos (ver **Figura 5**). La diferencia con el proceso anterior, reside en que aquí el residuo se encuentra estático y el proceso es completo.

#### **Figura 5. Compostaje en túnel.**

**Compostaje en contenedor:** Es una técnica similar a la anterior. La diferencia reside en que, en este sistema, el compostaje se realiza en contenedores de acero, generalmente de menor tamaño que los túneles de hormigón. A menudo es un proceso en continuo, con

carga del material a compostar en la parte superior y descarga por la parte inferior.

**Compostaje en nave:** El proceso de compostaje tiene lugar en una nave cerrada. La ventilación se realiza mediante una placa en la base o con ayuda de diferentes tipos de unidades rotativas (volteadoras). Las plantas modernas están totalmente automatizadas y equipadas con volteadoras, las cuales se mueven por medio de grúas elevadoras y pueden alcanzar el compostaje total del área de la nave.

Todos los procesos descritos pueden definirse en estáticos o dinámicos; en los primeros el residuo es ventilado sin rotación (compostaje en túnel o en contenedor), mientras que, en los segundos, el residuo es ventilado y volteado como sucede en los otros dos.

### **3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL**

#### **3.1 DETERMINACIÓN DE LA UBICACIÓN ESPACIAL DENTRO DE LA PLANTA PARA LA ZONA DE COMPOSTAJE.**

Para esto se tuvo en cuenta la cantidad de luz solar y la ventilación que tenían las pilas de composte puesto que estos factores influyen en el proceso de una manera directa. En el caso de la energía solar, cuanto mayor era la exposición del composte a ésta, más notoria era la pérdida de agua por evaporación y los niveles de temperatura tenderían a un valor constante impidiendo el monitoreo del comportamiento de este parámetro en el proceso. Por ende las pilas se instalaron al costado oriental de los diques donde se lleva a cabo la estabilización de lodos provenientes de las lagunas facultativas.

#### **3.2 DEFINICIÓN DEL NÚMERO DE PILAS.**

De acuerdo con la composición seleccionada para el proceso de compostaje se instalaron 6 pilas piloto con las siguientes características:

- Pila 1: 60% de humedad y 7 meses de proceso
- Pila 2: 40% de humedad y 3 meses de proceso
- Pila 3: 60% de humedad y 3 meses de proceso
- Pila 4: 40% de humedad y 7 meses de proceso
- Pila 5: 40% de humedad y 12 meses de proceso
- Pila 6: 60% de humedad y 12 meses de proceso

### **3.3 INSTALACIÓN Y CONSTRUCCIÓN DE LAS PILAS DE COMPOSTE EN LA PLANTA**

Para llevar a cabo este ítem se realizó previamente el acondicionamiento del desecho vegetal (se cortaron en trozos pequeños de 1 a 5 cm) y se mezclaron 2 m<sup>3</sup> de cada una de las materias primas. La elaboración del lecho filtrante de la unidad de biofiltración de la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frío conlleva la implementación de un proceso de compostaje, para esto se utilizaron distintas materias primas con las cuales se instalaron las pilas de composte. Los materiales que se usaron fueron: lodo deshidratado proveniente de los reactores UASB de la PTAR Río Frío, rusque y desecho de jardinería (material residual de la poda de árboles, comprende hojas verdes y tronquitos de madera con diámetros entre 3 y 7 mm). Las dimensiones de las pilas fueron:

- Largo: 2.1 m
- Ancho: 1.1 m
- Alto : 0.6 m

Estas dimensiones fueron escogidas con el fin de facilitar el mantenimiento (volteo y humectación) del material en compostaje.

### **3.4 DESARROLLO DEL PROCESO Y CONDICIONES DEL COMPOSTAJE**

Se realizó el proceso manteniendo la humedad en dos rangos específicos de 40 a 45%, y de 60 a 65% por medio de volteos y humectaciones (80 L y 112 L de agua) a cada par de pilas del material en compostaje, con el fin de encontrar los parámetros óptimos para el desarrollo del proceso ya que un porcentaje alto de humedad (60%-65%) facilitara la colonización de microorganismos oxidantes de compuestos azufrados.

Con el fin de optimizar el proceso de compostaje, se llevó a cabo montajes piloto con

distintos tiempos de compostaje (3, 7 y 12 meses) con el fin de determinar el tiempo óptimo de proceso para la obtención de un soporte biológico activo para la degradación de H<sub>2</sub>S.

#### **3.4.1 Control y monitoreo de las pilas durante el proceso.**

Se realizaron volteos periódicos (para asegurar la presencia de oxígeno en el proceso), análisis físico-químicos (Textura, tamaño de partícula, humedad, porosidad, densidad y pH), análisis elementales (N, P y K) por métodos: Kjeldahl, espectrofotométricos y por absorción atómica y un perfil de temperatura del composte durante el proceso.

*Nota: los volteos se realizaron cada 5 días y los análisis fisicoquímicos mensualmente.*

Para el control de los macronutrientes NPK se hicieron análisis al mes, a los tres meses, a los siete y a los doce meses de proceso con el fin de comparar el contenido de estos nutrientes al inicio y al fin del proceso de compostaje.

### **3.5 EVALUACIÓN DEL MATERIAL FILTRANTE OBTENIDO**

La evaluación de los diferentes materiales orgánicos obtenidos en el proceso de compostaje se realizó en un lapso de 15 días (cada composte), tiempo que se dividió en dos etapas: en la primera, una operación del reactor durante 6 días, denominada de adaptación, y la segunda, con 9 días de operación continua del biofiltro.

La evaluación se llevó a cabo estudiando la capacidad de biorremediación (remoción de H<sub>2</sub>S) alcanzada por el composte en una unidad de biofiltración en modo continuo, cuantificando el sulfuro de hidrógeno removido con un analizador de gases ITX con las siguientes características:

- Nombre: monitor multigas.

- Modelo: ITX multi-gas monitor (P/N 1810-4307)
- Sensor H<sub>2</sub>S rango 499 ppm.
- Sensibilidad 0.1 ppm.
- Rango de temperatura: -20°C a 50°C.
- Rango de humedad: 15 a 95%

Las mediciones de concentración se efectuaron tres veces al día (en la mañana, en la tarde y en la noche) en los puertos de monitoreo de la unidad de biofiltración. Determinando a diferentes tiempos el proceso de remoción de ácido sulfhídrico.

**Figura 6. Vista de la unidad de biofiltración de la PTAR Río Frío.**



## **4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.**

### **4.1 ELABORACIÓN DE UN SOPORTE BIOLÓGICAMENTE ACTIVO PARA DEGRADAR SULFURO DE HIDRÓGENO EN LA UNIDAD DE BIOFILTRACIÓN.**

Con el fin de elaborar el soporte para degradar  $H_2S$  se implementó un proceso de compostaje en el cual se utilizaron como materias primas subproductos sólidos de la PTAR, desechos de jardinería, lodos deshidratados y desechos de carpintería (rusque).

El seguimiento del proceso de compostaje se hizo con la medición de parámetros fisicoquímicos como humedad, pH, tamaño de partícula, densidad y porosidad. Igualmente se midieron macronutrientes (NPK) y se llevó a cabo un perfil de temperaturas.

#### **4.1.1 Instalación de las pilas de composte.**

Las pilas de composte fueron instaladas en la parte sur-oriental de los diques de secado de lodos con el fin de facilitar el acceso del personal para el mantenimiento del material (volteos y adición de agua).

Las materias primas con las que se instalaron las pilas de composte fue cortado en trozos entre 1 y 5 cm para facilitar su descomposición en el proceso de compostaje. De esta manera se implementó el proceso realizando una mezcla de proporciones 1:1:1 de lodo

material, vegetal y rusque. Las pilas de materia prima se dimensionaron de tal forma que su mantenimiento se llevara a cabo manualmente. Las dimensiones de las pilas fueron:

- Largo: 2.1 m
- Ancho: 1.1 m
- Alto : 0.6 m

#### **4.1.2 Seguimiento y control del proceso de compostaje.**

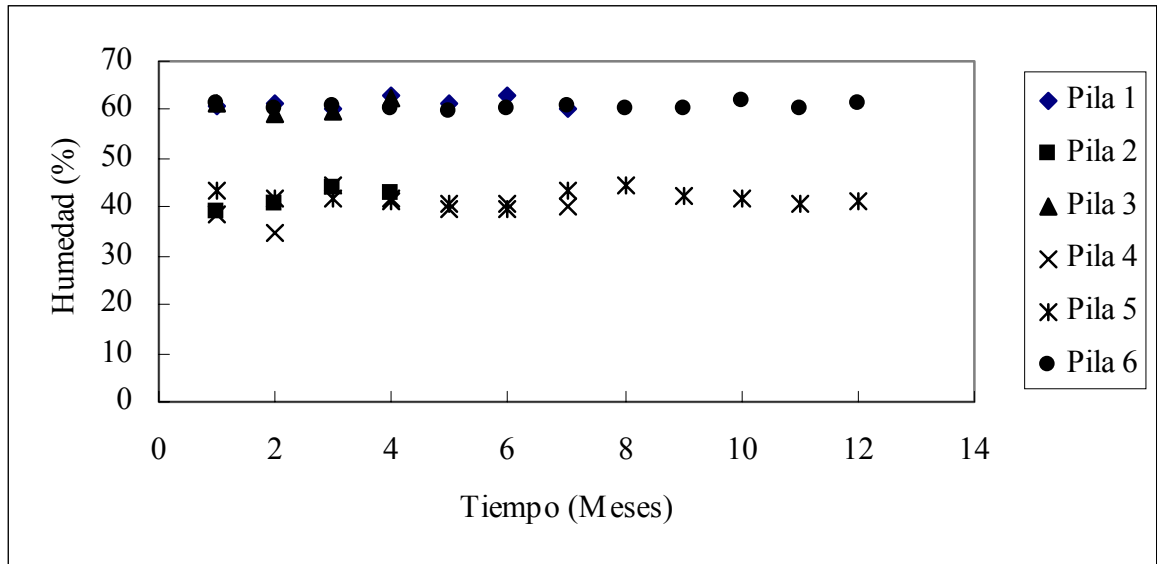
##### **4.1.2.1 Evaluación de los parámetros físicos del proceso de compostaje**

En las figuras 7, 8, 9, 10 y 11 se muestran los resultados obtenidos para las diferentes variables estudiadas durante el proceso de compostaje para las seis pilas evaluadas.

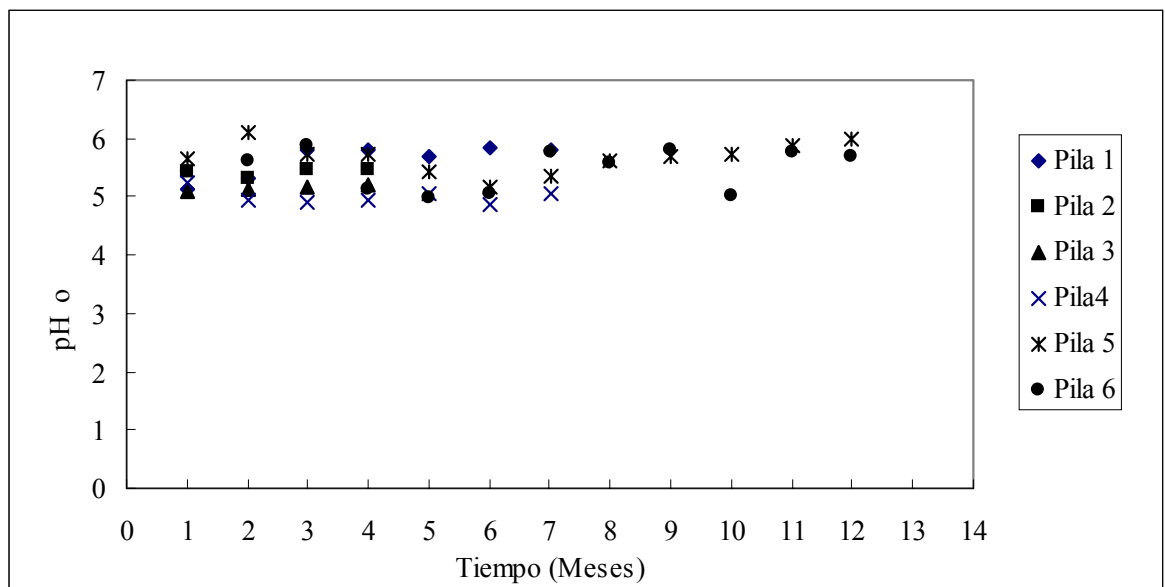
En la figura 7 se muestra la variación del contenido de agua del material en compostaje representado por la humedad con respecto al tiempo de proceso. Este se mantuvo entre los rangos determinados 40% a 45% y 60% a 65%, presentándose algunas variaciones al segundo y tercer mes de proceso debido a las condiciones climáticas de la planta (días soleados y lluviosos).

A su vez, como se puede observar en las figuras 7 a 11, las variables del proceso de compostaje estuvieron dentro de los límites establecidos para un proceso normal según lo reportado en la literatura [RYNK y colaboradores, 1992]. El pH entre 5 y 7, la porosidad entre 35 y 55%, la densidad de 0.5 a 1.5. En el caso de la humedad, esta se mantuvo en los rangos determinados en la metodología empleada para el proceso de compostaje.

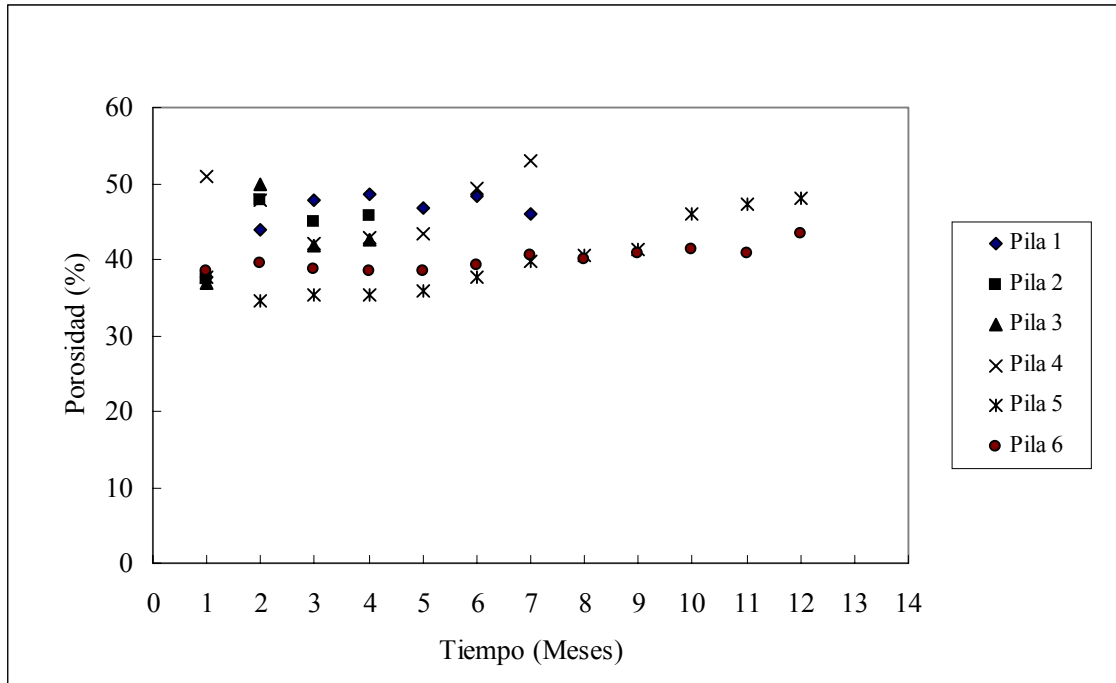
**Figura 7. Perfil de humedad durante el proceso de compostaje.**



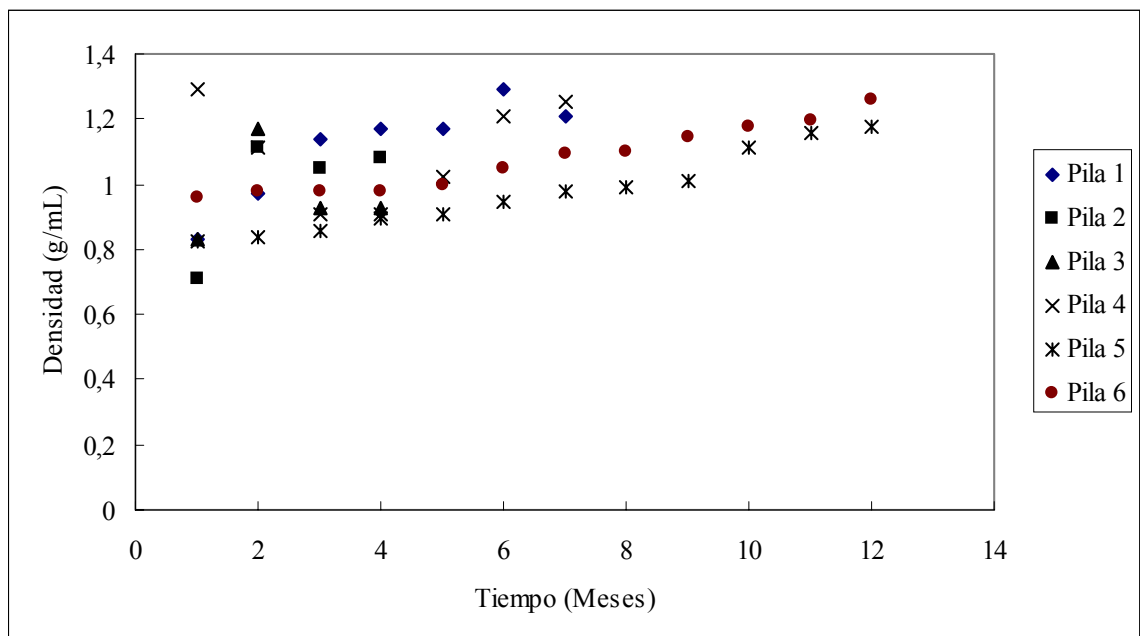
**Figura 8. Variación del pH durante el proceso de compostaje.**



**Figura 9. Variación de la porosidad del material durante el proceso de compostaje.**



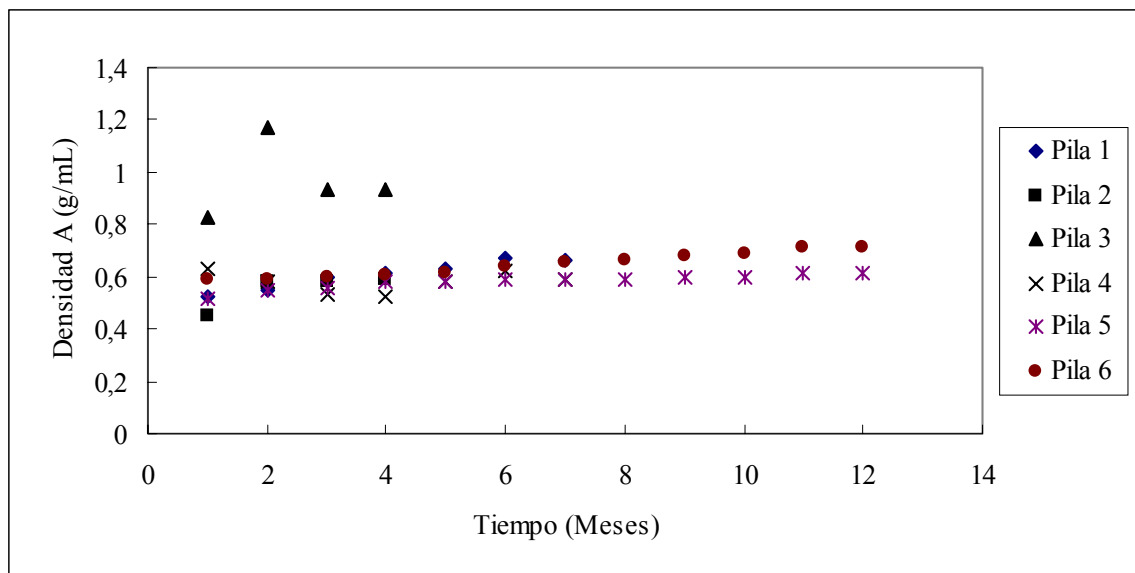
**Figura 10. Variación de la densidad del material en el proceso de compostaje.**



En la figura 10 se observan los datos de densidad a través del tiempo de compostaje. Es posible que la dispersión en los datos de densidad registrados en el primer mes se deba a la heterogeneidad de las materias primas del proceso de compostaje. Sin embargo, a mayores tiempos de compostaje, se alcanzaron valores similares de densidad, hasta el punto que el valor registrado para el composte con tiempo de proceso de siete meses presentó valores similares tanto para la pila 4 como para la pila 1, siendo estos 1,25 g/mL y 1,22 g/mL, respectivamente. Igualmente, se registraron valores muy cercanos para el composte con tiempo de proceso de 12 meses instaurado en las pilas 5 y 6 con valores de 1,16 g/mL y 1,19 g/mL.

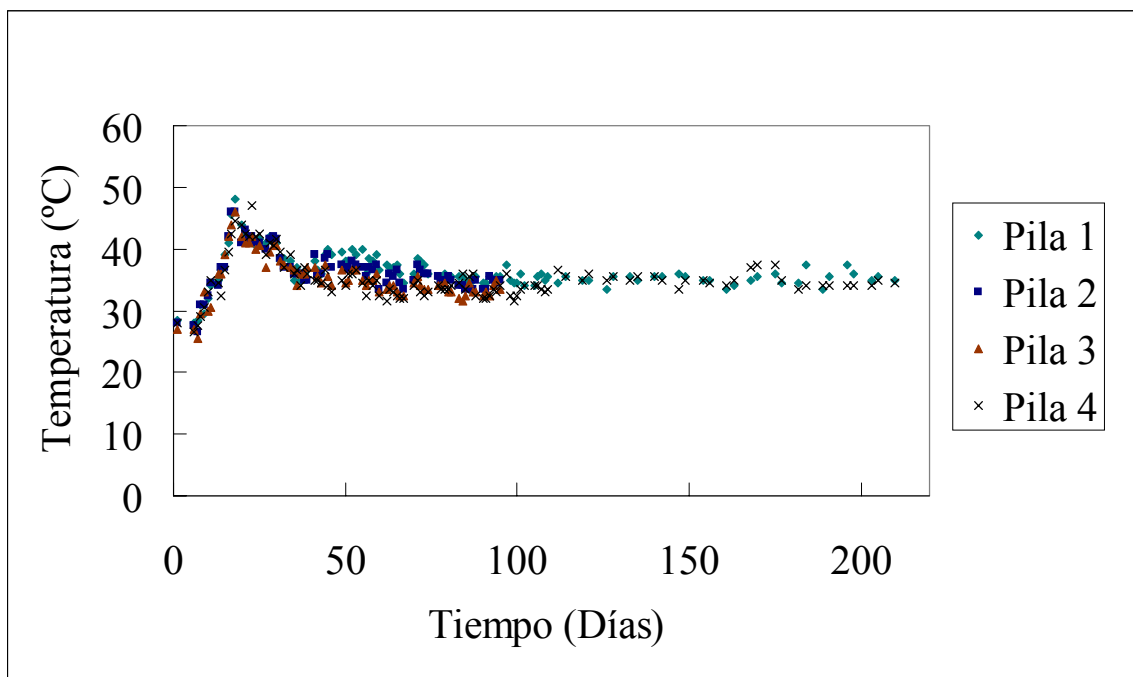
En la figura 11 se representa la variación de la densidad aparente con respecto al tiempo de compostaje y se observa que los valores registrados para las pilas 1, 2, 4, 5 y 6 varían en un rango de 0,45 g/mL registrado para la pila 2 en el primer mes de compostaje y 0,71 g/mL para la pila 6 durante el mes 11 de proceso.

**Figura 11. Densidad aparente del material en el proceso de compostaje.**

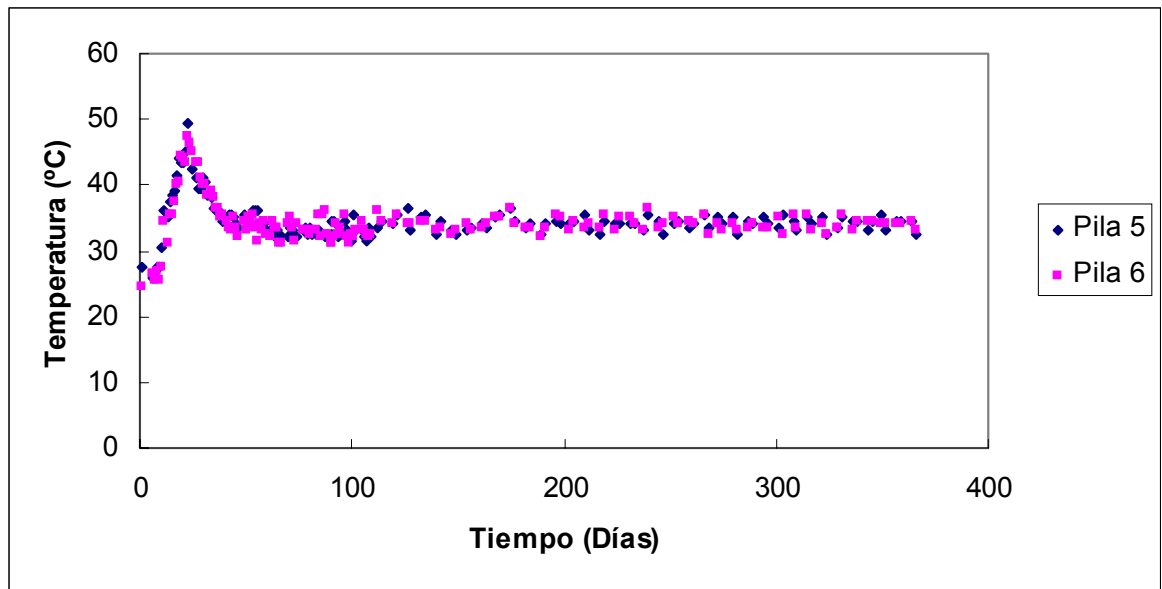


Otro parámetro evaluado durante el proceso de compostaje fue la temperatura de las pilas. Para ello se realizó un perfil de temperatura, en el que se registró diariamente el valor alcanzado por el material durante los primeros tres meses de proceso, ya que después de este tiempo se consideró que el material había entrado en la etapa de maduración que tiene como característica principal mantener un valor constante de este parámetro en el composte y se redujo la frecuencia de las mediciones a 2 veces por semana (ver figura 12).

**Figura 12. Perfil de temperatura del material en compostaje con tiempo de proceso de 3 y 7 meses.**



**Figura 13. Perfil de temperatura del material en compostaje con tiempo de proceso de 3 y 7 meses.**



*Nota: Los resultados reportados en la gráfica muestra un promedio por pila de 3 mediciones hechas diariamente al composte.*

En la figura 12 y 13 se observa un perfil de temperatura típico de un proceso de compostaje lo cual sugiere que en las pilas estudiadas se llevaron a cabo las cuatro etapas del proceso, mesolítica, termofílica, de enfriamiento y de maduración. Sin embargo, se observó que durante las últimas semanas del proceso de compostaje para las pilas 1 y 4 se presentó un leve incremento en la temperatura hasta 37,5° C, a pesar de esto el material obtenido presentó las características físicas (olor arenoso y color marrón) de un composte maduro y en buen estado.

#### 4.1.2.2 Determinación de macronutrientes (NPK) en el proceso de compostaje

Se evaluó la cantidad de nutrientes (NPK) presentes en el material, la cuantificación de estos elementos fue realizada por el laboratorio de consultas industriales de la Universidad Industrial de Santander. Para estas mediciones se utilizaron tres métodos analíticos; el nitrógeno se cuantificó por método Kjeldahl, el potasio por absorción atómica y el fósforo por espectrofotometría. Los resultados se presentan en la tabla No. 4 en base seca y son expresados en gramos de elementos por cien gramos de muestra.

**Tabla 4. Resultados de las pruebas de NPK al composte al inicio del proceso.**

	<b>Pila 1</b>	<b>Pila 2</b>	<b>Pila 3</b>	<b>Pila 4</b>
<b>% N</b>	0,54	0,70	0,68	0,56
<b>% P</b>	0,20	0,20	0,23	0,27
<b>% K</b>	0,07	0,08	0,07	0,14
<b>N/P/K</b>	38,6	43,8	42,2	14,8

El contenido de nutrientes en el composte varía considerablemente de acuerdo con lo reportado en la literatura, ya que los valores obtenidos fueron un orden de magnitud inferiores a los reportados por otros autores (Ver tabla 4). Sin embargo, esto podría ser ocasionado por: las condiciones bajo las cuales se adelanta el proceso de compostaje y las materias primas que se acondicionaron en el mismo [GOYAL y colaboradores, 2005]. Cabe destacar que se usó lodo deshidratado como fuente de microorganismos, la cual que posee una comunidad microbiana aun no identificada plenamente y por ende propiedades biológicas que pueden variar las condiciones finales del material biofiltrante.

Además, es probable que los microorganismos presentes en el composte durante el primer mes del proceso fueran los provenientes del lodo que se obtiene como subproducto del proceso de descomposición de materia orgánica que se lleva a cabo en los reactores UASB.

Este lodo es sometido a un proceso de estabilización por medio del secado al aire libre, que ocasiona que se forme una capa de lodo seco en la superficie del lecho de secado y en el interior del lodo aun se mantengan latentes los microorganismos en un núcleo de biomasa.

En la tabla 5 se muestran los resultados obtenidos del contenido de N, P y K para las pilas con un tiempo de compostaje de 3 meses. En este caso el contenido de nitrógeno para la pila 1, 2 y 3 disminuyó en un 0,21%, 0,13% y 0,14 % respectivamente, mientras que en la pila 4 aumentó de 0,56% a 0,78%.

**Tabla 5. Resultados de las pruebas de NPK al composte con tiempo de compostaje de tres meses.**

	<b>Pila 1</b>	<b>Pila 2</b>	<b>Pila 3</b>	<b>Pila 4</b>
<b>% N</b>	0,33	0,57	0,54	0,78
<b>% P</b>	0,22	0,24	0,19	0,26
<b>% K</b>	0,07	0,08	0,05	0,08
<b>N/P/K</b>	21,4	29,7	56,8	37,5

Con el transcurso de los tres meses de proceso en las pilas 3 y 4 se observó un descenso en el contenido de fósforo, del 0.04% para la pila 3 y 0.01% para la pila 4; situación similar se registró en el contenido de potasio donde se disminuyó 0.07% a 0.05% en el caso de la pila 3 y 0.14% a 0.08% en el caso de la pila 4 [RYNK y colaboradores 1992].

El descenso en el contenido de fósforo en las pilas 3 y 4 durante los tres primeros meses de compostaje puede ser causado por la formación de ácidos orgánicos fosforados lo cual trae consigo que el pH descienda de 5,25 a 4,92 (figura 8) para la pila 4 [RYNK y colaboradores 1992].

Debido a las alteraciones en el contenido de macronutrientes en los tres primeros meses de compostaje la relación N/P/K (calculada dividiendo los resultados obtenidos para cada una

de las pilas), disminuye para las pilas 1 y 2 y aumenta para las pilas 3 y 4. Un comportamiento similar se presentó para la pila 1, con la única diferencia que el contenido de potasio se mantuvo constante. Esta pila tenía el mismo porcentaje de humedad que la pila 2.

El contenido de nitrógeno, fósforo y potasio se cuantificó a los 7 meses de compostaje. Estos resultados se presentan en la tabla 6.

**Tabla 6. Resultados de las pruebas de NPK al composte con tiempo de compostaje de siete meses.**

	<b>Pila 1</b>	<b>Pila 4</b>
<b>% N</b>	0,60	0,78
<b>% P</b>	0,31	0,28
<b>% K</b>	0,20	0,30
<b>N/P/K</b>	9,68	9,29

El contenido de los elementos estudiados (N, P y K) aumentó en el caso de la pila 1 de un valor de 0,33%, 0,22% y 0,07% a 0,6%, 0,31% y 0,2% de nitrógeno, fósforo y potasio respectivamente, presumiblemente por acción de los microorganismos presentes en el material obtenido [GOYAL y colaboradores, 2005]. En el caso del composte con tiempo de proceso de 12 meses se realizó la cuantificación de una muestra compuesta que arrojó 0.31% de N, 0.28% de P y 0.1% de K.

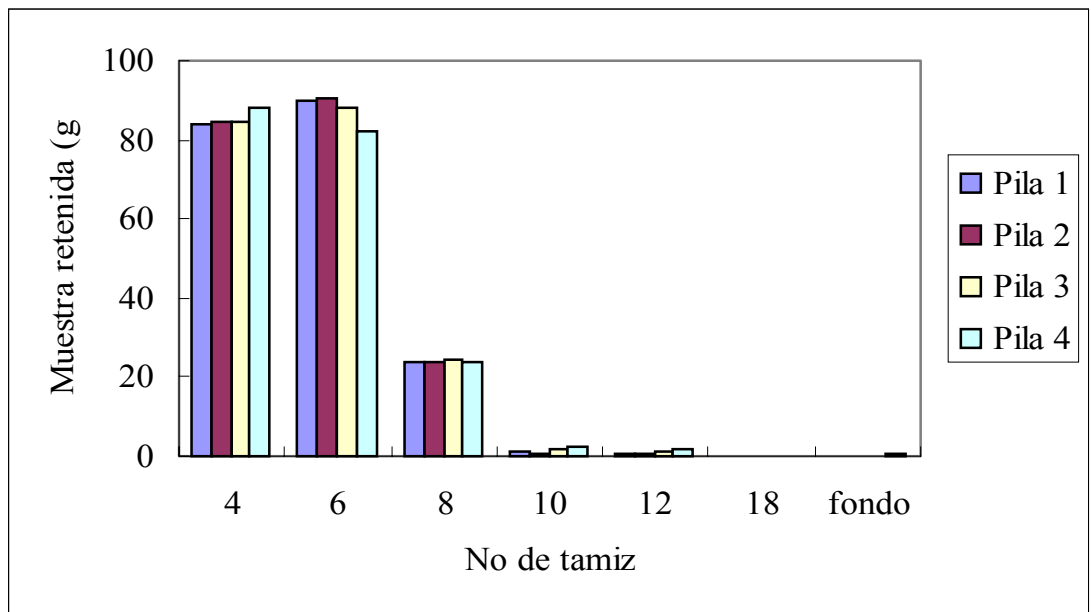
#### **4.1.2.3 Tamaño de partícula del composte durante el proceso.**

##### **4.1.2.3.1 Material con 3 y 7 meses de compostaje.**

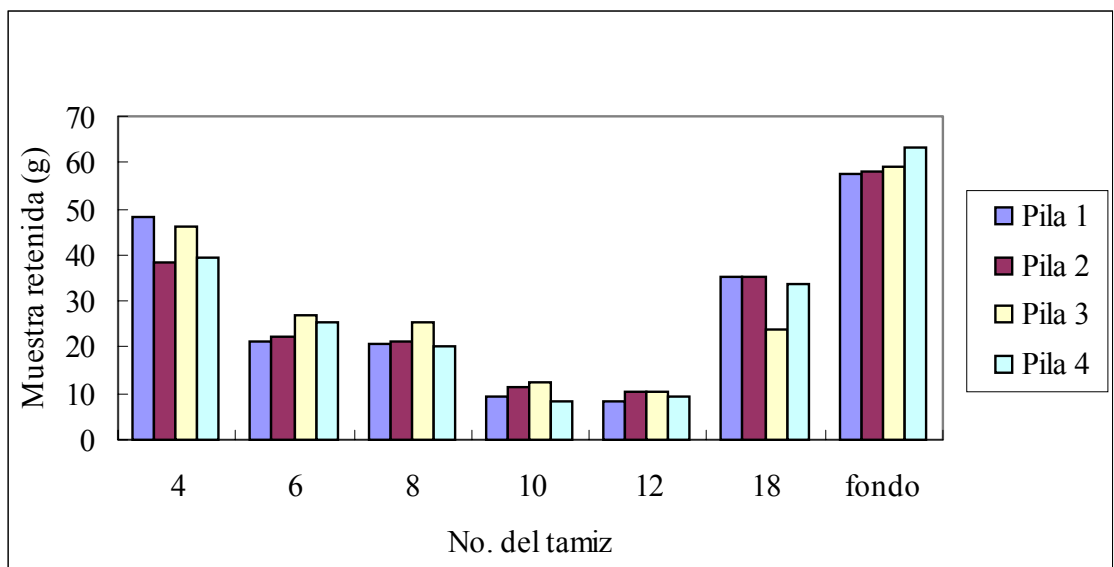
Los resultados del efecto del tiempo de compostaje sobre el tamaño de partícula obtenido del composte se presentan en las Figuras 14-19. Estas pruebas se efectuaron en base seca por medio de un tamizado con tamices de diámetros: 4,75 mm (tamiz No. 4), 3,35 mm

(tamiz No. 6), 2,36 mm (tamiz No. 8), 2,00 mm (tamiz No. 10), 1,70 mm (tamiz No. 12) y 1,00 (tamiz No. 18).

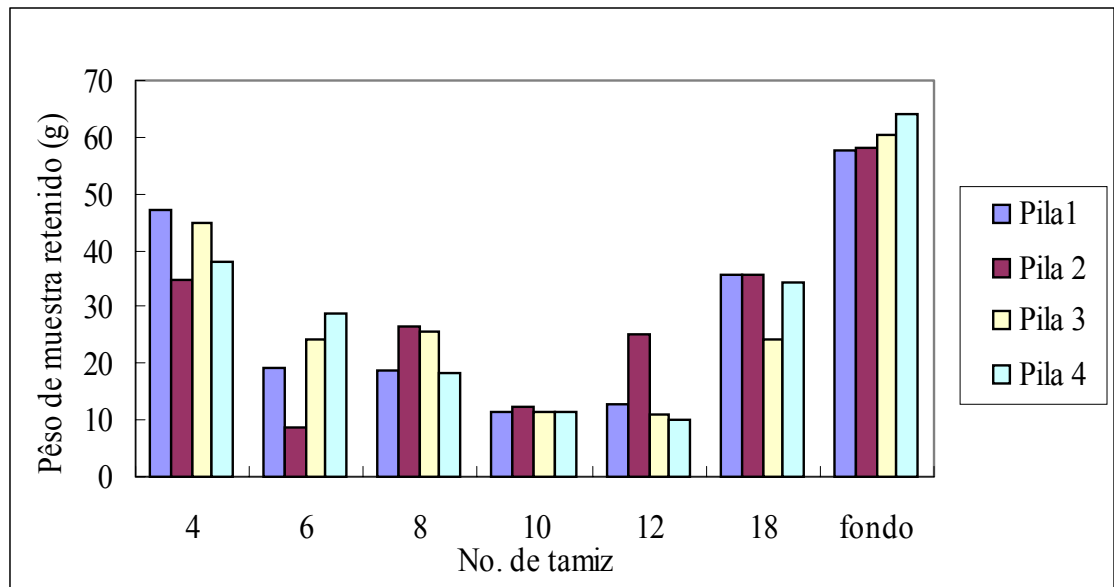
**Figura 14. Distribución del tamaño de partícula del material durante el primer mes de compostaje.**



**Figura 15. Distribución del tamaño de partícula del material durante el segundo mes de compostaje.**

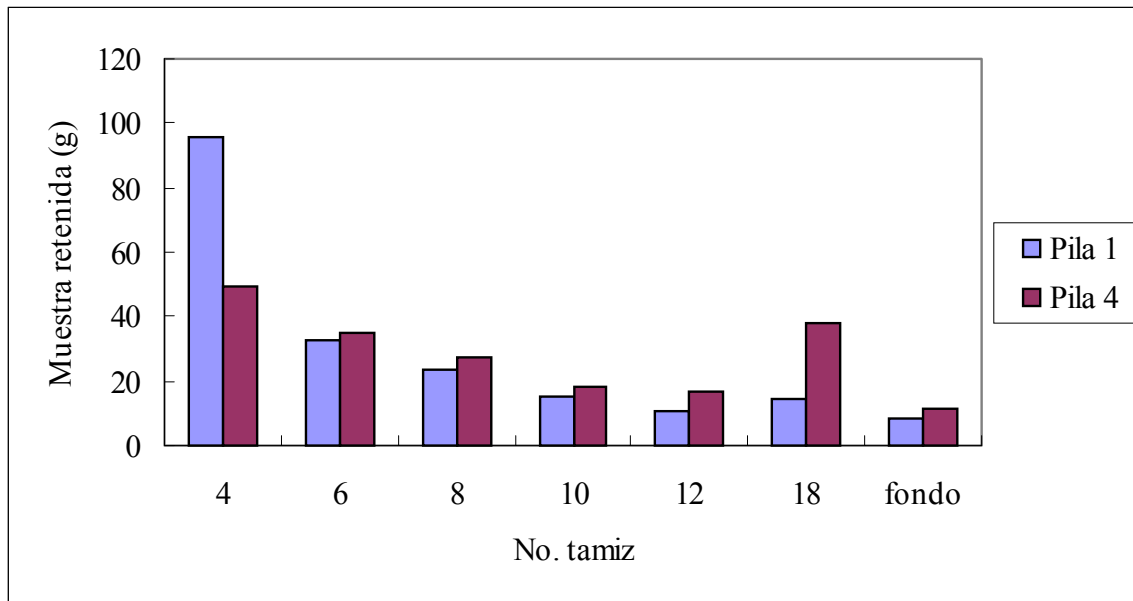


**Figura 16. Distribución del tamaño de partícula del material durante el tercer mes de compostaje.**



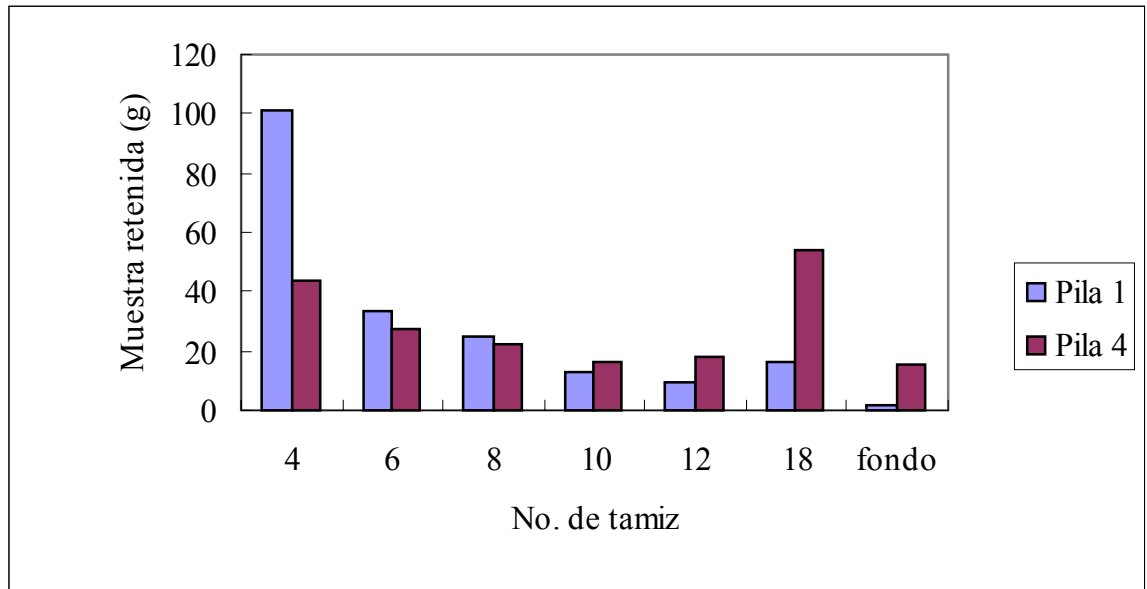
En las figuras 14 a 16 se muestra el efecto del proceso de compostaje sobre el tamaño de partícula de la materia prima utilizada en el proceso de compostaje durante 3 y 7 meses. En ellas se observa una considerable reducción del tamaño del material retenido por el tamiz No. 4 (tamiz con diámetro de agujero de 4,75 mm) y un aumento en la retención de partículas de los tamices con menor diámetro de agujero, lo cual demuestra la disgregación de la materia prima por efecto de la descomposición del material orgánico generada por la actividad microbiana presente en el proceso de compostaje.

**Figura 17. Distribución del tamaño de partícula del material durante el cuarto mes de compostaje.**

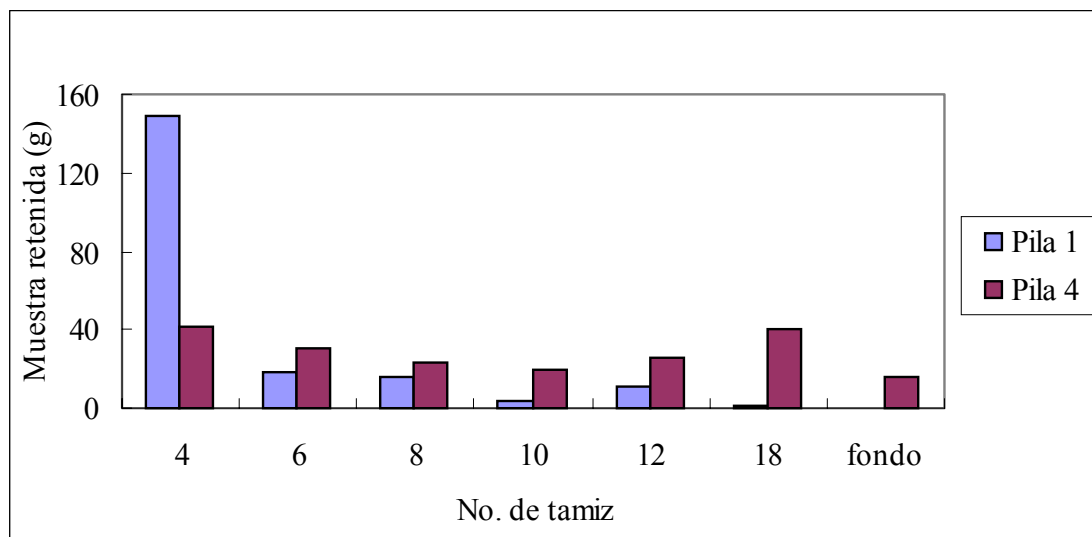


Las mediciones del tamaño de partícula que se realizaron durante el cuarto mes de proceso, revelan la formación de conglomerados de composte en la pila 1 (con porcentaje de humedad entre 60% a 65%) con un aumento en la retención del material en el tamiz No. 4, de 47,01 g –registrada en el tercer mes de proceso (figura 16)-, a 95,32 g en el cuarto. Por otro lado el material de la pila 4 mostró una distribución menos polarizada hacia el tamiz No. 4 con un valor de 49,02 g.

**Figura 18. Distribución del tamaño de partícula del material durante el quinto mes de compostaje.**



**Figura 19. Distribución del tamaño de partícula del material durante el sexto mes de compostaje.**



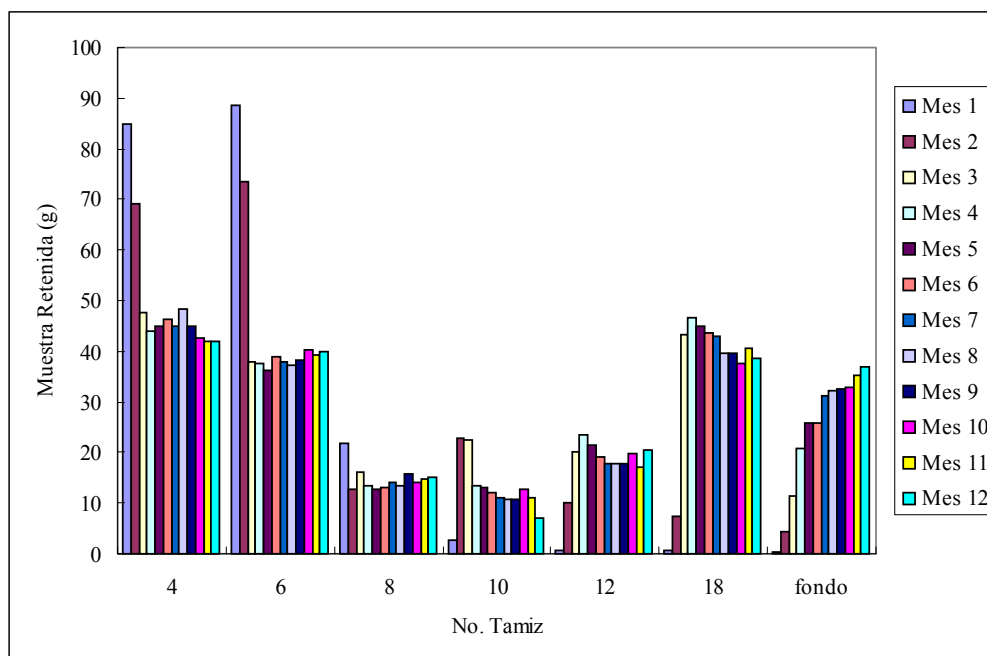
En el caso de la pila 1, durante el quinto y sexto mes de proceso se observó un aumento de 48,02 g en la cantidad de muestra retenida por el tamiz No. 4 debido a la formación de conglomerados de composte con un diámetro de 15 mm. Esta situación demuestra que el contenido de agua en el proceso de compostaje delimita el área específica del material obtenido.

Por otra parte el material dispuesto en la pila 4 que tenía un porcentaje de humedad en un rango de 40% a 45%, disminuyó la retención en el tamiz No. 4 en 1,62 g.

#### 4.1.2.3.2 Material con 12 meses de compostaje.

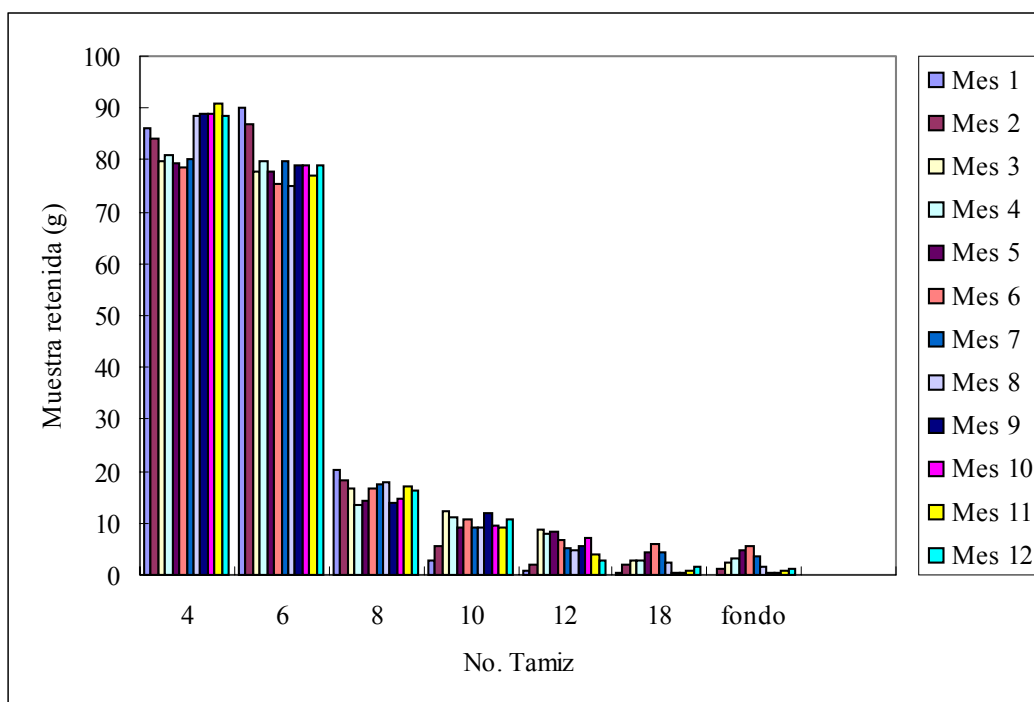
Trabajando con la misma cantidad de muestra (200 g) en base seca, se realizaron pruebas de tamizado al material en compostaje durante un año. Estos resultados se presentan en las gráficas 20 y 21.

**Figura 20. Distribución del tamaño de partícula del material en compostaje con porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



En la figura 20 se observa la reducción en el tamaño de partícula del material en compostaje, puesto que mensualmente se fue distribuyendo mejor la masa utilizada para llevar a cabo las pruebas en los tamices de diferente diámetro. El descenso en el tamaño de partícula es una clara muestra de la descomposición biológica oxidativa que sufren las materias primas durante el proceso de compostaje [RYNK y colaboradores 1992].

**Figura 21. Distribución del tamaño de partícula del material en compostaje con porcentaje de humedad entre 60% y 65%**



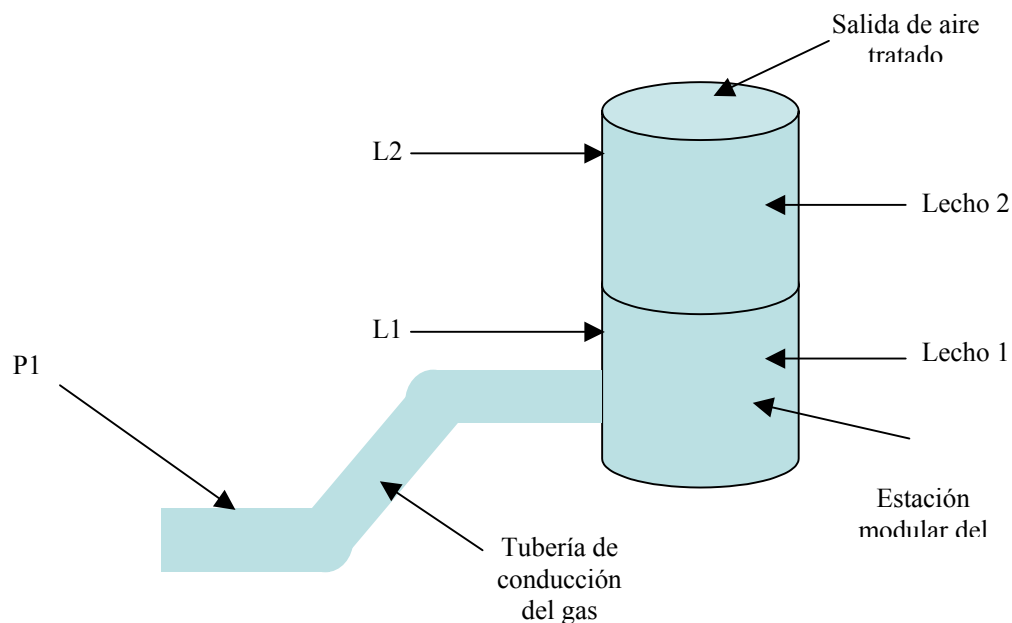
En la figura 21 se observa un lento descenso en el tamaño de partícula a través del tiempo. No obstante el material en proceso presentó aspecto de composte maduro (color marrón y olor a tierra) a partir del tercer mes de compostaje. Sin embargo, a partir de este punto se inició la formación de conglomerados de composte con aproximadamente 15 mm de diámetro, que al ser secados para las pruebas de tamizado se convertían en un sólido que permanecía retenido en su mayor parte en el tamiz No. 4, tal como ocurrió con los

componentes obtenidos caso del mes 11 y 12 donde se retuvieron 90,78 g y 88,45 g respectivamente.

#### 4.2 EVALUACIÓN DEL MATERIAL FILTRANTE OBTENIDO

Por último, se evaluó la capacidad de biorremediación en la unidad de biofiltración existente en la planta de cada uno de los materiales obtenidos en el proceso de compostaje. Con el fin de hacer un mejor seguimiento del composte como lecho filtrante en la unidad de biofiltración se decidió llevar a cabo la cuantificación del sulfuro de hidrógeno removido en diferentes zonas del biofiltro y en la unidad completa durante quince días, que se dividieron en 6 días de adaptación de los microorganismos al proceso de biofiltración y 9 días de operación continua del reactor. Para esto se establecieron puntos de monitoreo como P1, entrada al biofiltro; L1, punto de monitoreo entre el primer y segundo lecho de biofiltración; L2, salida de la unidad de biofiltración.

**Figura 22. Puntos de monitoreo en la unidad de biofiltración.**



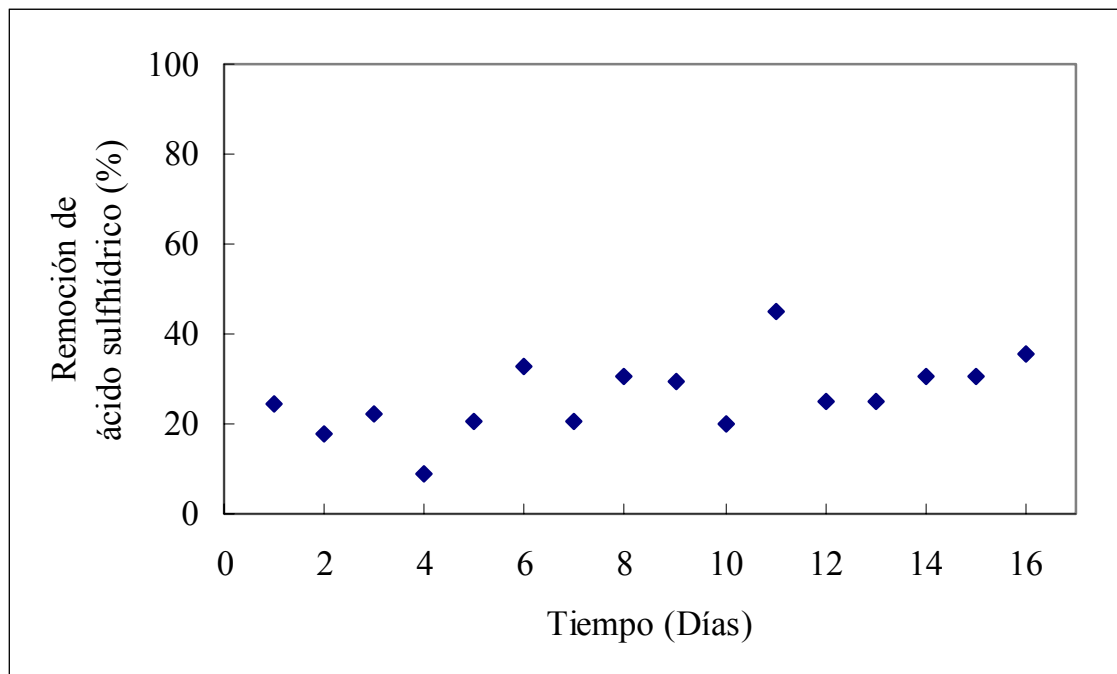
#### 4.2.1 Evaluación del composte con tiempo de proceso de tres meses.

##### 4.2.1.1 Material con humedad entre 40% y 45 % durante el proceso de compostaje.

##### 4.2.1.1.1 Estudio de la capacidad de biorremediación del composte como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción).

En las figuras 23, 24 y 25 se observan los resultados de la cuantificación de sulfuro de hidrógeno removido por la unidad de biofiltración durante quince días.

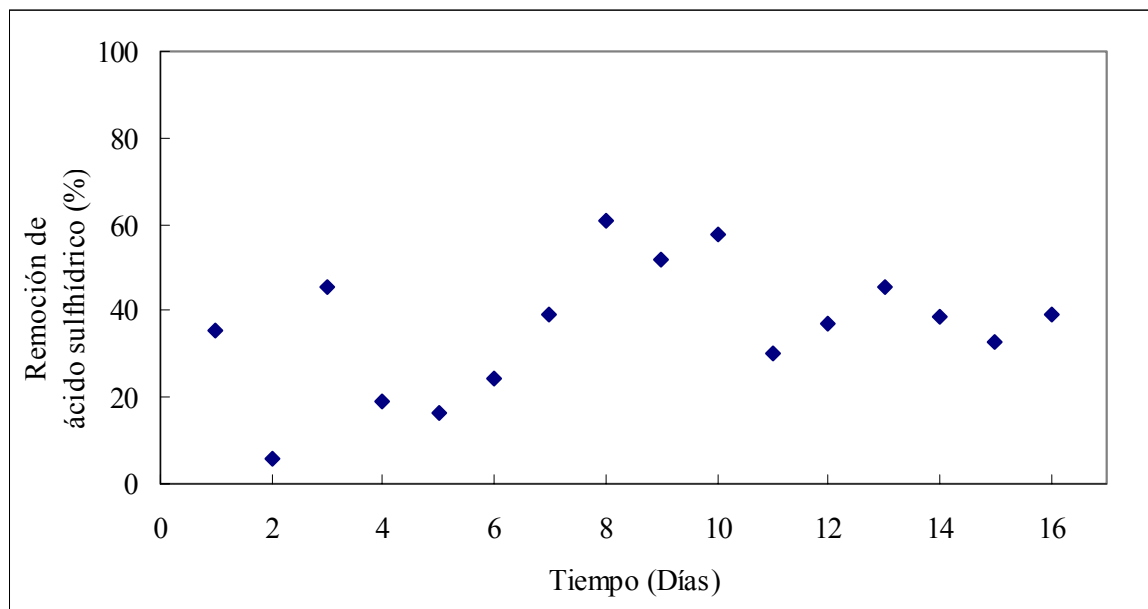
**Figura 23. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1188 ppmv) alcanzada por el lecho 1 de la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



Según las fluctuaciones registradas en los datos de la figura 23, no se alcanzó un estado estacionario en la remoción de ácido sulfhídrico. La capacidad de biorremediación del material filtrante fluctuó entre 9.03% y 44.74%, valores mínimo y máximo registrados los días 4 y 11 respectivamente; frente a una concentración promedio de ácido sulfhídrico en el afluente en el lecho 1 de 1188 ppmv.

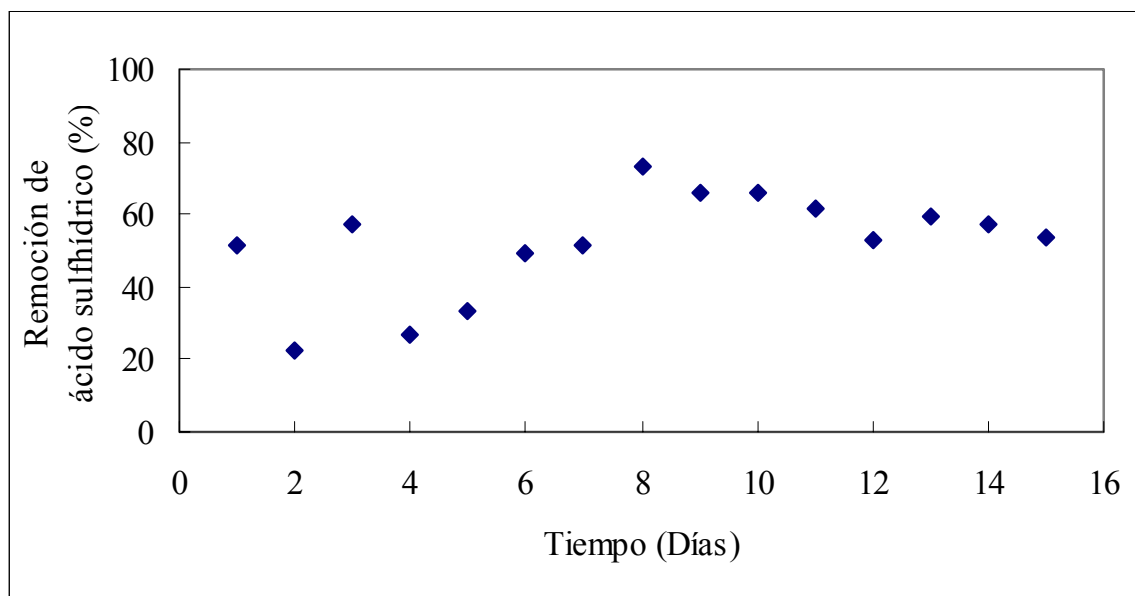
Como se puede apreciar en la figura 24 se obtuvo un resultado similar al que en el lecho No. 2 de la unidad de biofiltración, ya que se produjo un comportamiento oscilante en la remoción de ácido sulfhídrico en los últimos tres días de operación (ver figura 24).

**Figura 24. Cinética de biodegradación del ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 880 ppmv) alcanzada por el lecho 2 de la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



En la figura 24 se observa que el lecho 2 también presentó oscilaciones, en la remoción de ácido sulfhídrico, variando desde 5.58% registrado el día 2 al 61.01% observado el día 8. Sin embargo, cabe anotar que aunque la oscilación de la remoción alcanzada por el composte en el lecho 2 estuvo en un rango más amplio, el modulo No. 2 en la mayoría de los casos removió la mayor parte de las 550 ppmv removidas por toda la unidad.

**Figura 25. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1188 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



En la figura 25 se registra la variación de la remoción durante el período de adaptación de los microorganismos a las condiciones del efluente gaseoso del reactor UASB No. 1. En la figura se puede observar que el biofiltro alcanzó una estabilidad en la capacidad de remover ácido sulfhídrico durante los días 9 y 10 con una remoción del 66.05% y 66.22% respectivamente, una situación similar se presentó durante el día 13 y 14 donde se alcanzaron remociones de 59.19% y 57.51%. Sin embargo, en estos últimos días se observó un descenso en la capacidad de biorremediación del material filtrante.

#### 4.2.1.1.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.

Con el fin de llevar un mejor control de la unidad de biofiltración se evaluaron los parámetros determinados en la planta de control del proceso de biofiltración. Los resultados alcanzados se presentan en la tabla 7:

**Tabla 7. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de tres meses y un contenido de humedad entre 40% y 45%.**

Muestra	Tiempo	Humedad (%)	pH	Sulfatos (mg S/g composte)	Densidad R (g/mL)	Densidad A (g/mL)	Porosidad (%)
Lecho 1	inicio	43,1	5,46	1,21	0,58	1,29	54,41
	6 días	39,49	6,47	4,75	1,25	0,60	51,52
	15 días	34,2	1,12	9,25	1,25	0,71	42,86
Lecho 2	inicio	43,1	5,46	1,21	0,58	1,29	54,41
	6 días	41,33	5,21	2,75	1,42	0,65	54,10
	15 días	38,87	1,02	10,75	1,37	0,67	50,85

Nota: en las tablas se llamó lecho 1 al lecho inferior de la unidad de biofiltración y lecho 2 al superior.

A medida que transcurría el periodo de adaptación de los microorganismos residentes en el composte a las condiciones del proceso de biofiltración, se generó un aumento en el contenido de sulfatos de 1,21 mg S/g de composte (registrado en la tabla 7) a 4,75 mg S/g de composte para el lecho 1 y 2,75 mg S/g de composte para el lecho 2 (valores registrados en la tabla 7). El aumento de azufre en el composte se debe a la remoción alcanzada en el biofiltro por la oxidación biológica del ácido sulfhídrico, que en el sexto día alcanzó un

valor de 49.33% de remoción usando un afluente de una concentración de 902 ppmv de ácido sulfhídrico.

En la tabla 7 se puede observar que el valor del pH para el lecho 1 aumentó debido a la adición de una solución de NaOH 0,05 M, el cual se utilizó para neutralizar el ácido sulfúrico producido por la actividad bacteriana en el reactor y así evitar condiciones de estrés en los microorganismos encargados de la remoción del ácido sulfhídrico.

El aumento en el contenido de sulfatos indica que se está llevando a cabo el proceso metabólico por el que ocurre la oxidación del sulfuro de hidrógeno por parte de los microorganismos. Sin embargo, el contenido de sulfatos para el lecho 1 es 4,75 mg S/g de composte, lo cual representa que el comportamiento microbiano no es el óptimo, corroborando que la remoción no ha alcanzado valores superiores al 72.93% el día 8 de monitoreo (ver figura 25).

En los resultados reportados en la tabla 7 se observa el aumento en el contenido de sulfatos de 4,75 mg S/g de composte a 9,25 mg S/g de composte para el lecho No. 1 y de 2,75 mg S/g de composte a 10,75mg S/g de composte para el lecho 2, puesto que el biofiltro alcanzó una remoción promedio de 52,06% al final de los quince días de operación.

El aumento en el contenido de sulfatos en el composte del biofiltro, ocasiona un descenso en el valor de pH de 6,47 a 1,12 para el lecho 1, y 5,21 a 1,02 para el lecho 2 registrados en la tabla 7, debido a la generación de ácido sulfúrico cuando los iones  $\text{SO}_4^-$  entran en contacto con el agua.

Otros de los parámetros evaluados fue el porcentaje de porosidad que presentó una reducción en un tiempo de 15 días desde 11,55% para el lecho 1 y 3,56% para el lecho 2, esto se debe a que el composte se ve sometido a la colmatación por parte de los subproductos del proceso de biofiltración y a la continua variación de la humedad en el

biofiltro. Así por ejemplo la porosidad varia desde valores de: 43,1% para el material antes de iniciarse la evaluación de la capacidad de biorremediación frente a la corriente gaseosa de ácido sulfhídrico a 39,49% para el lecho 1 y 41,33% para el lecho 2 (a los 6 días de operación) y 34,20% para el lecho 1 y 38,87% para el lecho 2 (a los 15 días de operación del biofiltro) ocasionan un deterioro en el material filtrante del biofiltro.

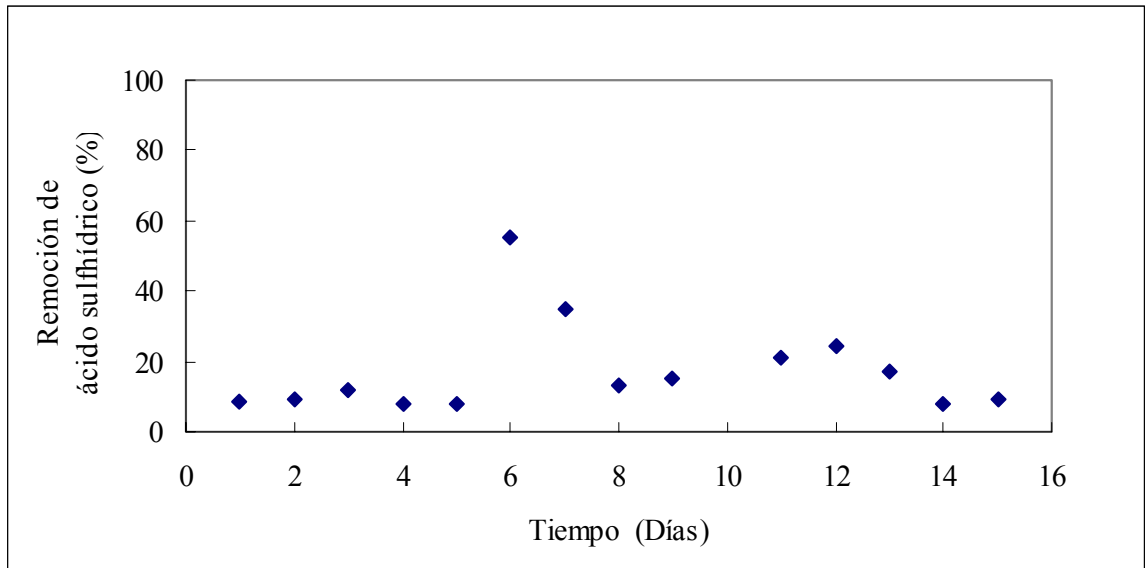
Por otro lado, se observa en la tabla 7 un descenso en el valor de densidad para el lecho 2 de 1,429 g/mL a 1,379 g/mL, debido posiblemente a cambios en el tamaño de los gránulos de composte. Sin embargo, para el lecho 1 el valor permaneció constante en 1,250 g/mL

#### **4.2.1.2. Material con humedad entre 60% y 65 % durante el proceso de compostaje.**

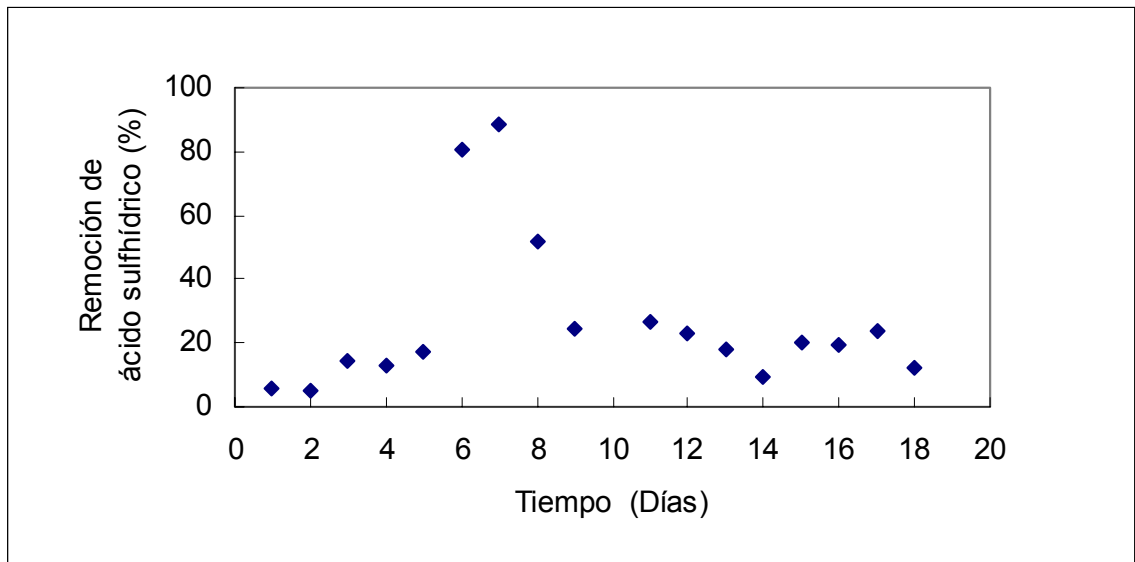
##### **4.2.1.2.1 Estudio de la capacidad de biorremediación como lecho filtrante de la unidad de Biofiltración (seguimiento de remoción).**

En las figuras 26, 27 y 28 se presentan los resultados de la capacidad de biorremediación (seguimiento de remoción) utilizando composte con humedad entre 60 y 65% como material filtrante en el sistema de biofiltración.

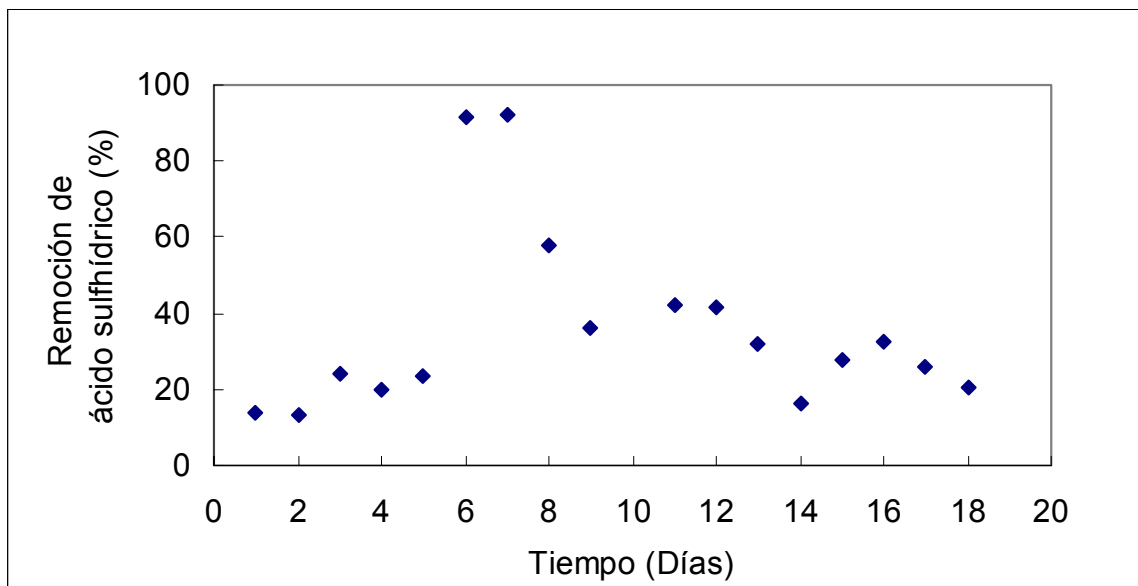
**Figura 26. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1228 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.**



**Figura 27. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1071 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.**



**Figura 28. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1228 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.**



Los valores de remoción alcanzados por la unidad de biofiltración presentaron un comportamiento poco satisfactorio ya que no se superó el 42 % de remoción frente a una corriente gaseosa en el afluente de 1228 ppmv de ácido sulfhídrico. Sin embargo, como se observa en las figuras 26, 27 y 28 en los días 6, 7 y 8 de operación la remoción de ácido sulfhídrico alcanzó valores de 91,44%, 92,45 % y 58,02% respectivamente. Estos valores de remoción alcanzados por el biofiltro se obtuvieron en días donde la concentración de gas que entraba a la unidad variaba entre 500 y 550 ppmv de ácido sulfhídrico (las condiciones normales de concentración de entrada a la unidad en el periodo de monitoreo era en promedio de 1227 ppmv de sulfuro de hidrógeno).

La unidad de biofiltración presentó valores considerablemente bajos de remoción debido a que las concentraciones promedio de entrada y salida del biofiltro fueron altas. Aunque la

remoción fue baja la concentración de H<sub>2</sub>S removida se mantuvo oscilando entre 450 a 500 ppmv después de los seis días de adaptación del composte al proceso de biofiltración. Sin embargo, cabe destacar que en la literatura se encuentran reportes de remociones cercanas al 90% para concentraciones de 350 ppm de ácido sulfhídrico.

#### 4.2.1.2.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.

En la tabla 8 se presentan los resultados de los análisis de Humedad, pH, porosidad, sulfatos y densidad realizados al composte durante el periodo en que se evaluó la capacidad de biorremediación del material obtenido en el proceso de compostaje.

**Tabla 8. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de tres meses y un contenido de humedad entre 60% y 65%.**

Muestra	Tiempo	Humedad (%)	pH	Sulfatos (mg S/g composte)	Densidad R (g/mL)	Densidad A (g/mL)	Porosidad (%)
Lecho 1	inicio	59,78	5,16	1,01	0,97	0,54	44,59
	6 días	35,55	1,54	8,96	1,25	0,64	48,39
	15 días	37,00	1,32	15,34	1,25	0,62	45,31
Lecho 2	inicio	59,78	5,16	1,01	0,97	0,54	44,59
	6 días	44,65	2,35	5,78	1,14	0,64	43,55
	15 días	44,92	2,15	12,63	1,17	0,66	43,33

los resultados de remoción no fueron los mejores obteniéndose un máximo de 41,98% de remoción presentado el día 11 de operación del biofiltro (ver figura 11), cuando se utilizó un efluente con carga promedio de 1228 ppmv de ácido sulfhídrico. En los datos de la tabla 8 se observa claramente que al interior del composte los microorganismos estarían

metabolizando el  $H_2S$  y utilizándolo como fuente de energía. Esto ocasiona un deterioro del composte que se evidencia al presentarse un aumento en el contenido de sulfatos de 1,01 mg S/g de composte a 8,96 mg S/g composte (para el lecho 1) y 5,78 mg S/g de composte (para el lecho 2 según los datos registrados en la tabla 8) y un descenso en el pH del medio filtrante de 5,16 a 1,54 para el lecho 1 y 2,35 para el lecho 2; a pesar de que las humectaciones al composte instalado en el biofiltro se hicieron con solución de NaOH 0,05 M, con el fin de neutralizar el ácido sulfúrico producido.

Por otro lado en las tablas 8 se presenta un aumento en el porcentaje de porosidad y en el valor de densidad tanto aparente como real igual a 3,8%, 0,10 g/mL y 0,28 g/mL respectivamente. Esto podría presentarse debido a la disminución en la humedad, ya que mientras el composte estuvo en las pilas, se mantuvo con un valor de 59,78 % mientras en el biofiltro este descendió a 35,55 % para el lecho 1 y 44,65 % para el lecho 2. Esta reducción pudo ser la causa del aumento en la porosidad y en la densidad del material.

En la tabla 8 se observa que la porosidad se redujo con respecto al valor registrado en los análisis hechos al final del período de adaptación de 48,39% a 45,31%. Esto se presenta por la inminente colmatación del composte en el biofiltro. En cuanto al contenido de sulfatos, se presentó un aumento ya que la continua oxidación bacteriana del ácido sulfhídrico ocasiona la producción extracelular de este tipo de iones que al encontrarse en presencia de agua se transforman en ácido sulfúrico, ocasionando un descenso en el pH de 1,54 a 1,32 para el lecho 1 y 2,35 a 2,15 para el lecho 2 entre el sexto y el quinceavo día de operación del biofiltro

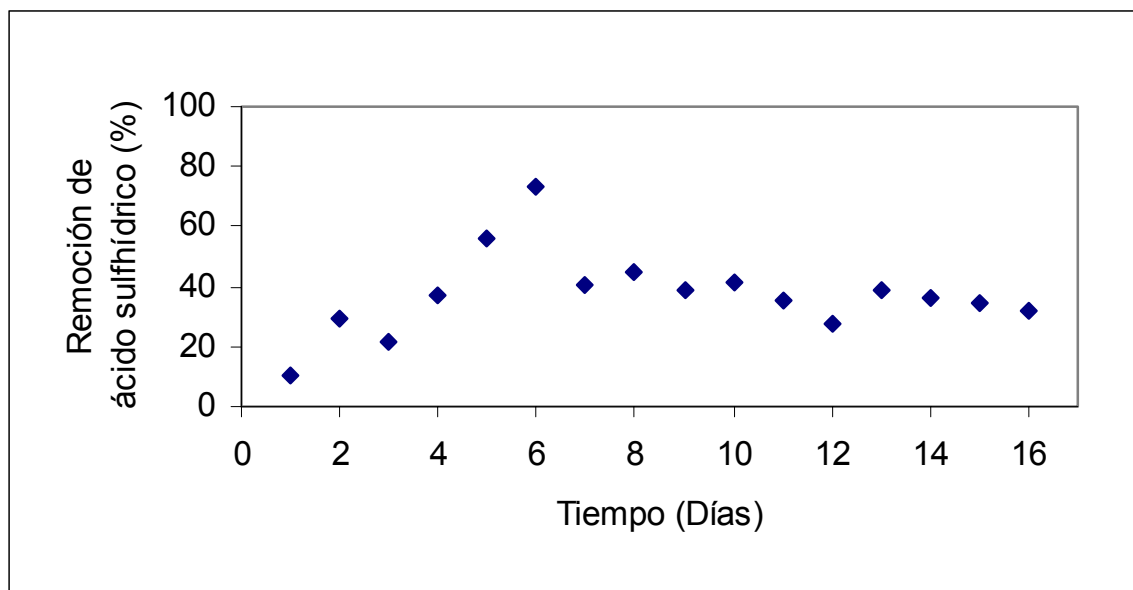
#### **4.2.2 Evaluación del composte con tiempo de proceso de siete meses.**

##### **4.2.2.1 Material con humedad entre 40% y 45 % durante el proceso de compostaje.**

#### 4.2.2.1.1 Estudio de la capacidad de biorremediación como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción).

En las figuras 29, 30 y 31 se presentan los resultados del estudio de remoción efectuado al biofiltro cuando se instaló el material con tiempo de compostaje de 7 meses y porcentaje de humedad durante el proceso entre 40% y 45%

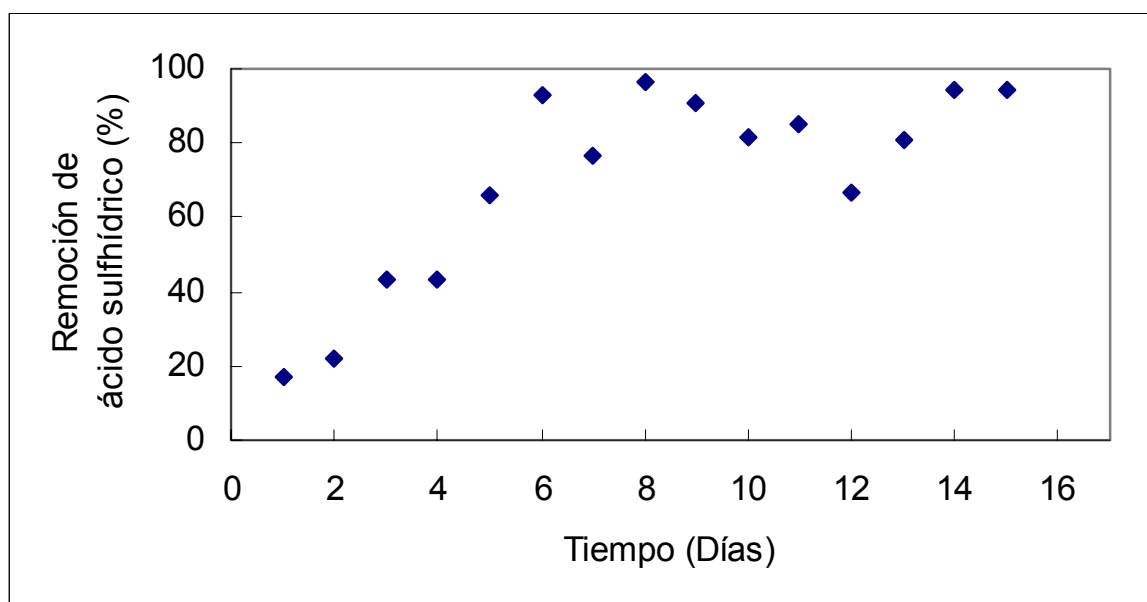
**Figura 29. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 430 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



En la figura 29 se observa que al final de la etapa de adaptación (en el día 6) se presentó una remoción del 73% debido a la disminución en la concentración de ácido sulfhídrico en la corriente de entrada al biofiltro de 558 ppmv registrada el día 5 a 334 ppmv registradas

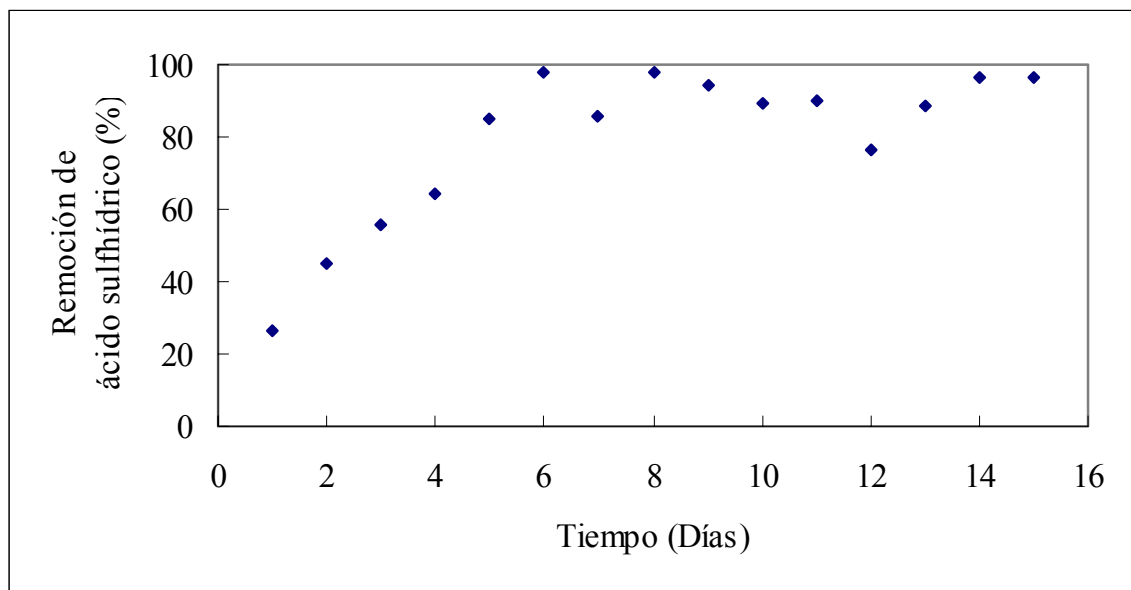
el día 6. Sin embargo, luego el biofiltro volvió a los valores de remoción de ácido sulfhídrico logrados al día 5.

**Figura 30. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 270 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



Según los datos registrados en la figura 30, la remoción alcanzada por el composte instalado en el lecho 2 del biofiltro, registró valores cercanos al 100% desde el día 6. Sin embargo cabe anotar que este lecho recibe una menor concentración de ácido sulfhídrico porque la corriente de gas que entra al segundo modulo es la proveniente del primero.

**Figura 31. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 430 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con tres meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



Como se muestra en la figura 31, la evaluación de la capacidad de biorremediación del composte con tiempo de proceso de siete meses y un porcentaje de humedad entre el 40% y 45%, alcanzó valores de remoción entre el 94,35% y 98,1% desde el sexto día de monitoreo. Sin embargo, cabe destacar que la corriente de entrada al biofiltro contenía en promedio 365 ppmv de ácido sulfhídrico durante los quince días de monitoreo.

Una de las características principales de los microorganismos residentes en el composte, es su adaptabilidad a distintas concentraciones de sustrato, por ende, si la concertación es alta, ellos adaptarán sus actividades metabólicas con el fin de aprovechar al máximo el sustrato que se les proporcione (en el caso del biofiltro H<sub>2</sub>S).

#### 4.2.2.1.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.

**Tabla 9. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de siete meses y un contenido de humedad entre 40% y 45%**

Muestra	Tiempo	Humedad (%)	pH	Sulfatos (mg S/g composte)	Densidad R (g/mL)	Densidad A (g/mL)	Porosidad (%)
Lecho 1	inicio	40,39	5,06	0,90	1,21	0,59	51,47
	6 días	39,37	1,48	14,5	1,38	0,77	44,23
	15 días	39,55	1,09	17,0	1,00	0,61	38,78
Lecho 2	inicio	40,39	5,06	0,90	1,21	0,59	51,47
	6 días	39,14	1,62	7,00	1,29	0,67	48,33
	15 días	38,44	1,23	8,25	1,38	0,55	47,27

En la tabla 9 se presentan los resultados de las mediciones hechas al composte instalado como lecho filtrante de la unidad de biofiltración corroborando el comportamiento registrado en las curvas del seguimiento de remoción, puesto que un aumento en el porcentaje de remoción conlleva al aumento en el contenido de sulfatos de 0,9 mg S/g de composte a 8,25 mg S/g de composte para el lecho 2 y 17 mg S/g de composte para el lecho 1, lo cual se tradujo en una disminución del valor del pH de 5,06 a 1,23 para el lecho 2 y 1,09 para el lecho 1. En cuanto a la porosidad del material se observó una disminución de 4,2% para el lecho 2 y 12,69% para el lecho 1, debida a la colmatación del composte, no solo con sulfatos si no con el azufre elemental producido como intermediario en la transformación del azufre de su forma más reducida ( $H_2S$ ) a su forma más oxidada ( $SO_4^-$ ).

**Figura 32. Colmatación del composte utilizado como material filtrante.**



a) composte antes del proceso de biofiltración.



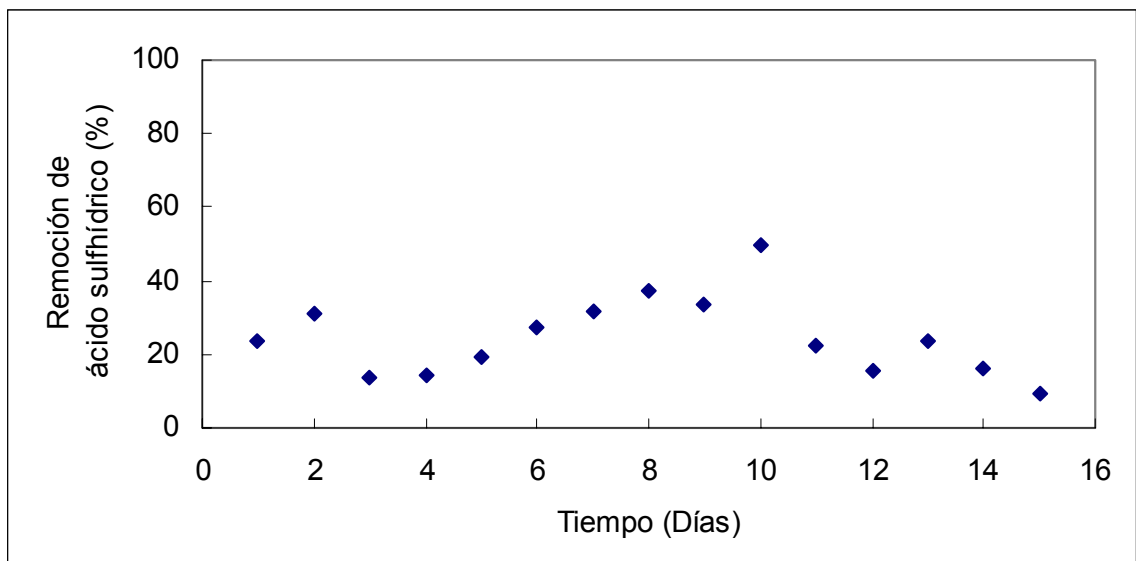
b) composte después de la evaluación de su capacidad de biorremediación.

**4.2.2.2. Material con humedad entre 60% y 65 % durante el proceso de compostaje.**

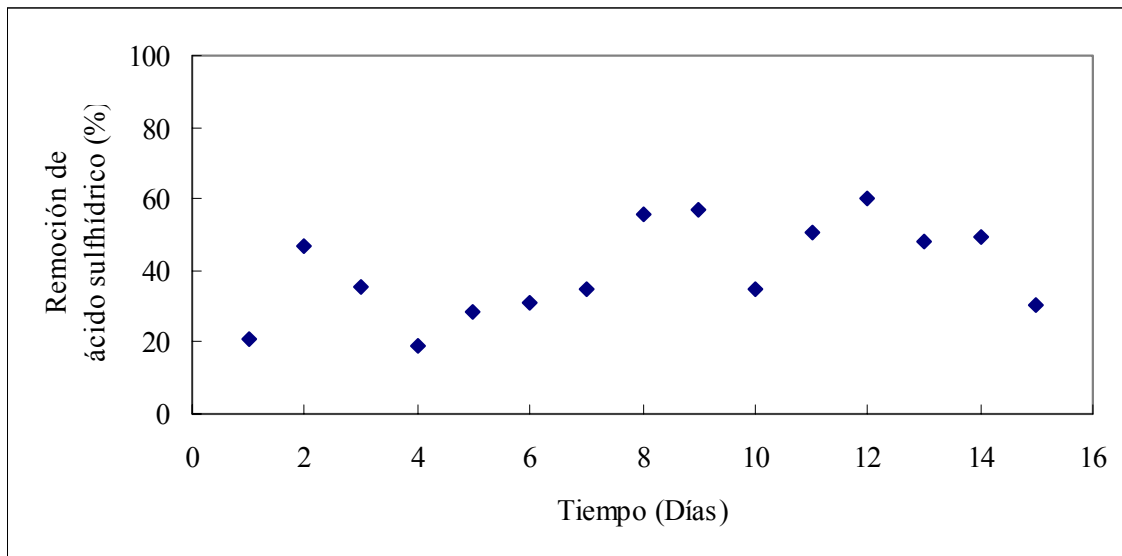
**4.2.2.2.1 Estudio de la capacidad de biorremediación del composte como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción).**

En las figuras 33, 34 y 35 se presentan la capacidad de biorremediación del composte sobre una corriente gaseosa cargada con 426 ppmv en promedio de ácido sulfhídrico.

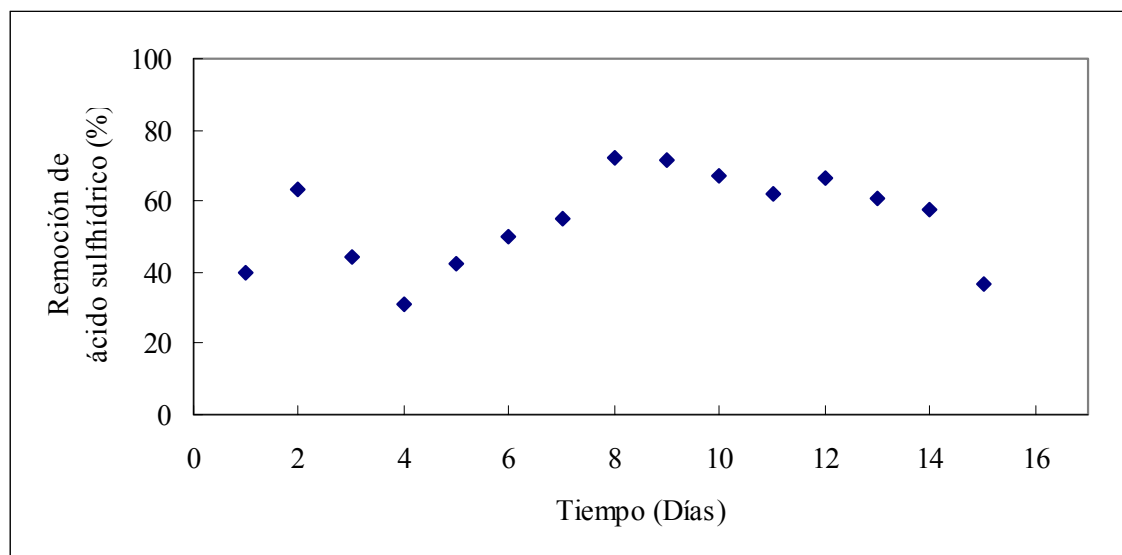
**Figura 33. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 426 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.**



**Figura 34. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 322 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.**



**Figura 35. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 426 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con siete meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.**



El comportamiento del composte como lecho filtrante de la unidad de biofiltración arrojó resultados similares al material con tiempo de proceso de tres meses (ver figura 28) y porcentaje de humedad en el proceso de compostaje entre 60% y 65%.

Como se puede apreciar en la figura 35, la remoción de ácido sulfhídrico durante el día 8 de monitoreo alcanzó un valor del 72,46%. Posteriormente, se observó un descenso en la remoción alcanzada por el composte hasta un valor de 36,95% obtenido el día 15 de monitoreo. Esta situación puede ser causada por los conglomerados de material que se formaron durante el proceso de compostaje. Este tipo de conglomerados aumenta el tamaño de partícula del composte y reduce el área efectiva sobre la cual se depositan los microorganismos que se encargan de la oxidación del ácido sulfhídrico.

#### 4.2.2.2.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.

**Tabla 10. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de siete meses y un contenido de humedad entre 60% y 65%**

<b>Muestra</b>	<b>Tiempo</b>	<b>Humedad (%)</b>	<b>pH</b>	<b>Sulfatos (mg S/g composte)</b>	<b>Densidad R (g/mL)</b>	<b>Densidad A (g/mL)</b>	<b>Porosidad (%)</b>
Lecho 1	inicio	60,33	5,81	1,01	1,25	0,55	56,16
	6 días	42,33	3,16	8	1,6	0,75	52,83
	15 días	36,23	2,06	8,3	1,36	0,73	46,34
Lecho 2	inicio	60,33	5,81	1,01	1,25	0,55	56,16
	6 días	40,64	3,25	7,5	1,25	0,67	46,67
	15 días	34,33	2,87	8,6	1,5	0,71	52,38

En la evaluación del composte de la unidad de biofiltración, se observó que los parámetros de control del proceso, tuvieron un comportamiento similar al registrado para los materiales con 3 meses de compostaje. Para este caso se produjo el aumento en el contenido de sulfatos entre el día 6 y el día 15, de 7,5 mg S/g composte a 8,3 mg S/g de composte para el lecho 2 y 8,0 mg S/g de composte a 8,6 mg S/g de composte para el lecho 1. Los demás parámetros se comportaron de forma similar a los datos registrados en la tabla 10.

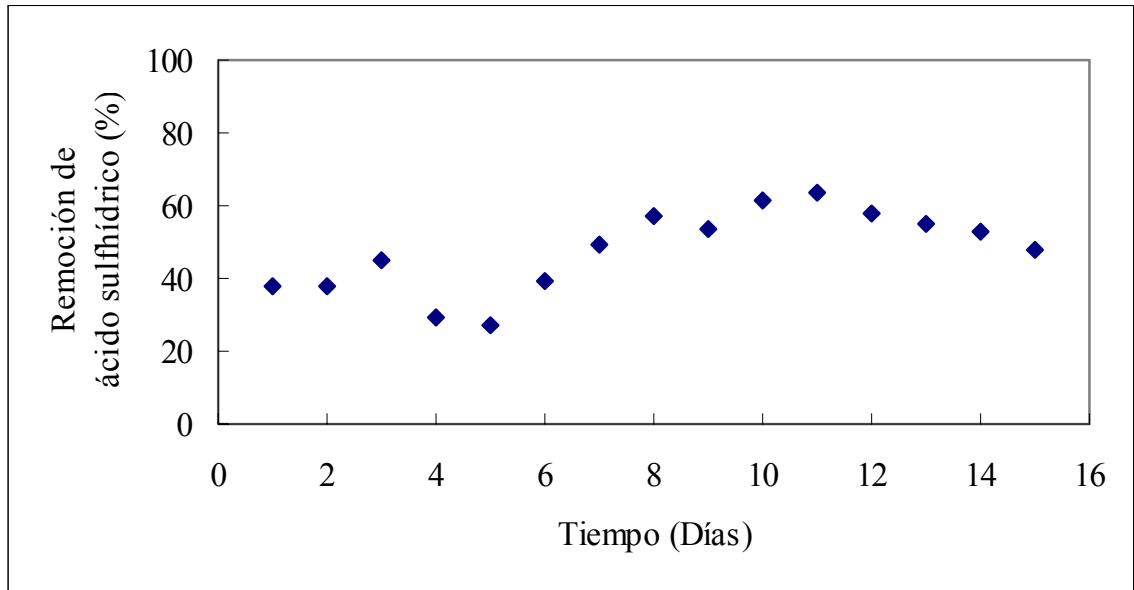
#### **4.2.3 Evaluación del composte con tiempo de proceso de doce meses.**

##### **4.2.3.1 Material con humedad entre 40% y 45 % durante el proceso de compostaje.**

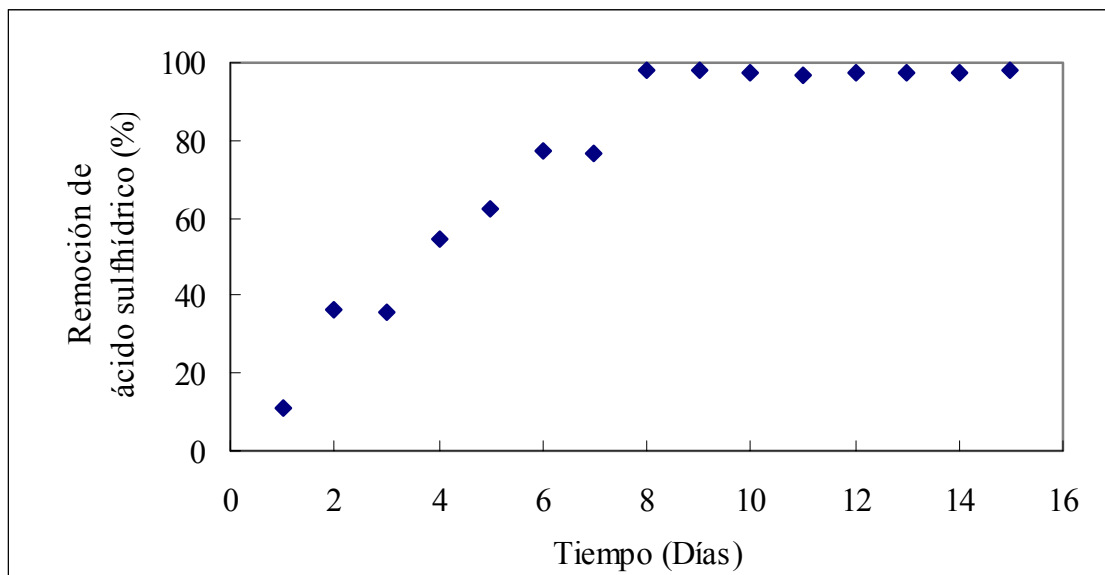
###### **4.2.3.1.1 Estudio de la capacidad de biorremediación como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción).**

En las figuras 36, 37 y 38 se registra la capacidad de biorremediación del material con tiempo de compostaje de 12 meses y un porcentaje de humedad entre 40 y 45%, reflejada en remoción alcanzada en los lechos del biofiltro.

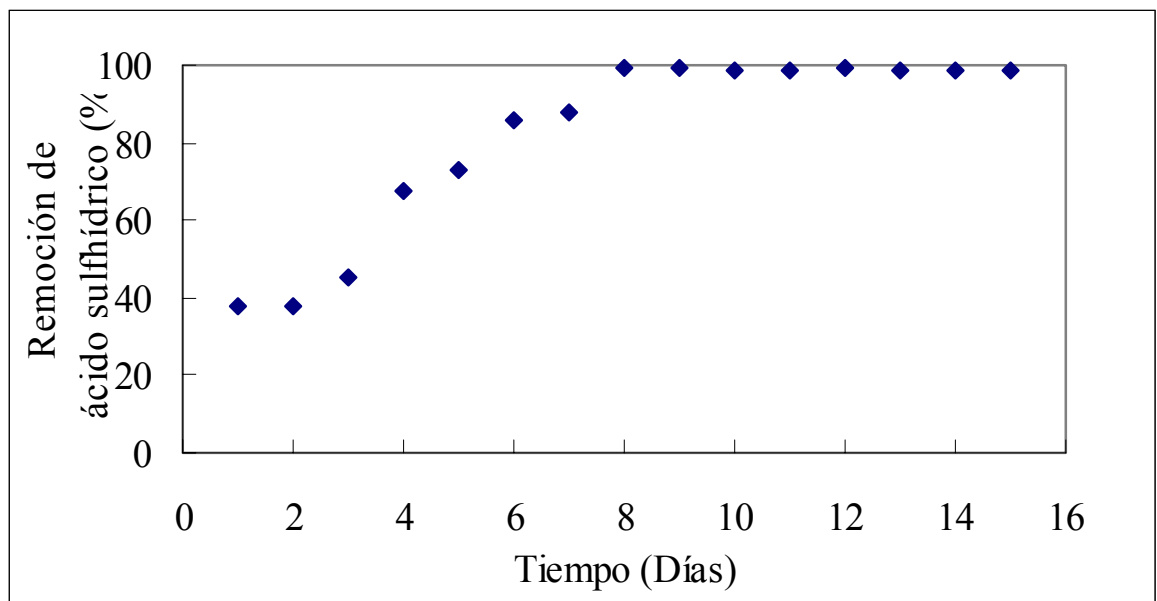
**Figura 36. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1142 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



**Figura 37. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 579 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



**Figura 38. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 1142 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 40% y 45%.**



En la figura 38 se aprecia como la unidad de biofiltración, alcanzó el 99% de remoción de ácido sulfhídrico el día 8 de monitoreo. Igualmente, se observa en la figura 36 como el lecho inferior (que es el que recibe la mayor parte de la carga de ácido sulfhídrico) experimenta algunas variaciones en la remoción durante el tiempo de operación de la unidad; sin embargo, esta es corregida por el lecho 2, ocasionando que la unidad en su totalidad arroje resultados que oscilan entre un 98,89% y 99,23% de remoción de ácido sulfhídrico.

#### 4.2.3.1.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.

En la tabla 11 se registran los resultados de los análisis pH, sulfatos, densidad, porosidad y humedad hechos al composte durante la evaluación de su capacidad de biorremediación frente al ácido sulfhídrico en el biofiltro.

**Tabla 11. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de doce meses y un contenido de humedad entre 40% y 45%**

Muestra	Tiempo	Humedad (%)	pH	Sulfatos (mg S/g composte)	Densidad R (g/mL)	Densidad A (g/mL)	Porosidad (%)
Lecho 1	inicio	32,29	5,86	1,95	1,19	0,75	36,36
	6 días	43,27	1,34	6,25	0,92	0,71	22,86
	15 días	40,59	1,82	15,25	0,90	0,70	22,54
Lecho 2	inicio	32,29	5,86	1,95	1,19	0,75	36,36
	6 días	46,15	2,58	8	0,83	0,70	15,49
	15 días	41,73	3,67	6,5	0,81	0,69	15,28

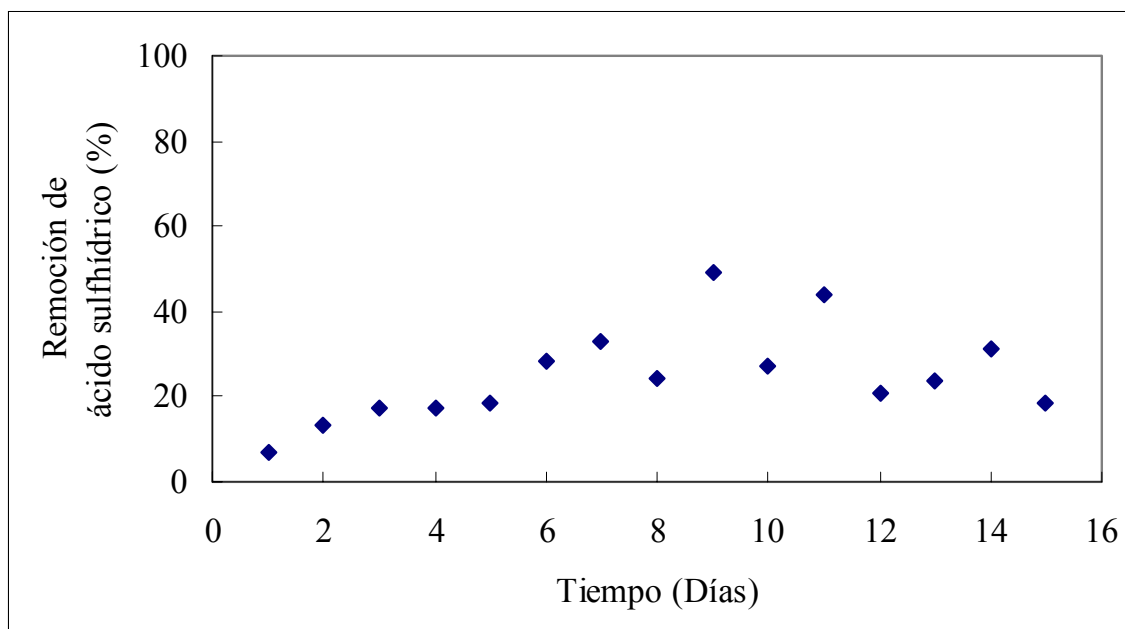
Los resultados reportados en la tabla 11 muestran el desempeño del composte como material filtrante en la unidad de biofiltración, presentándose un progresivo aumento en el contenido de sulfatos de 1,95 mg S/g de composte a 15,25 mg S/g de composte (valor registrado el día 15 de operación del biofiltro) para el lecho 1, en el punto en que se alcanza un porcentaje de remoción promedio de 47,65% frente a una corriente gaseosa con 1142 ppmv de ácido sulfhídrico.

Los resultados de pH reportados en la tabla 21 muestran claramente el efecto de la humectación del biofiltro con la solución de NaOH que neutraliza el ácido sulfúrico que estarían produciendo las bacterias oxidantes de compuestos azufrados encargadas de degradar el ácido sulfhídrico.

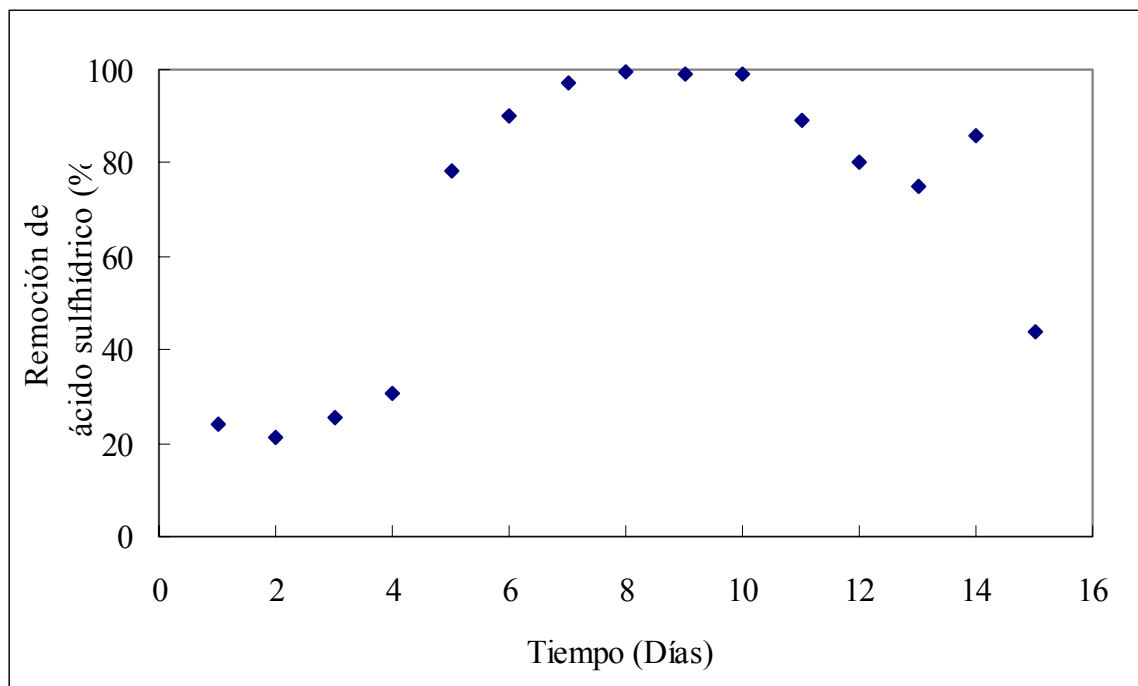
#### 4.2.3.2 Material con humedad entre 60% y 65 % durante el proceso de compostaje.

##### 4.2.3.2.1 Estudio de la capacidad de biorremediación como lecho filtrante de la unidad de biofiltración (seguimiento de remoción).

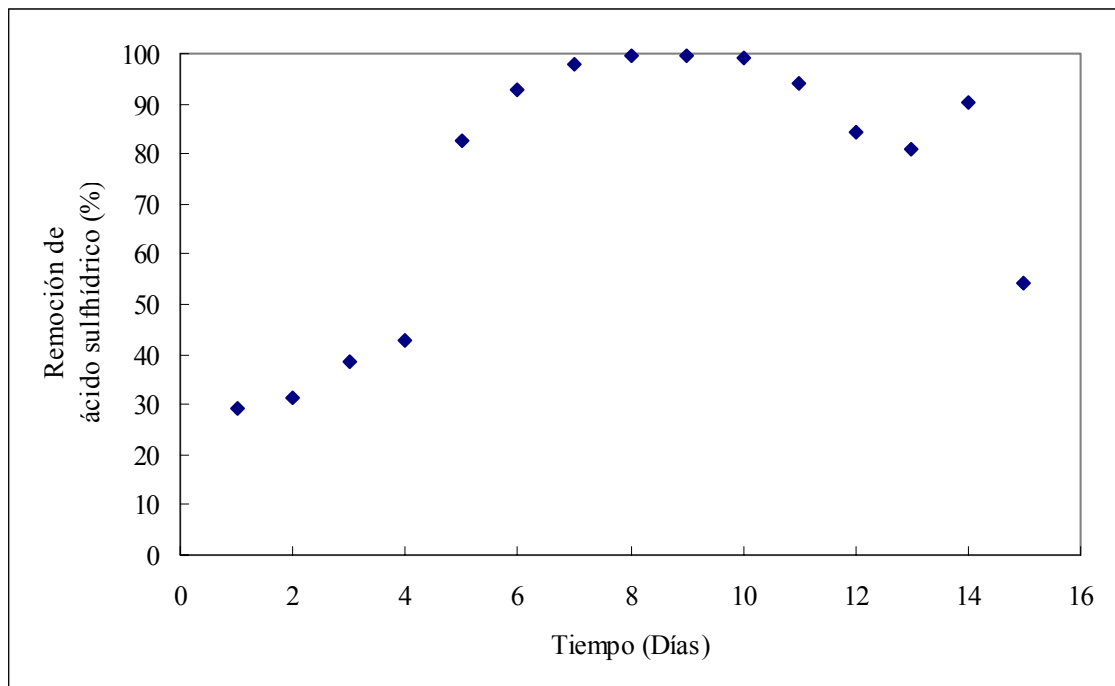
Figura 39. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 902 ppmv) alcanzada por el lecho número 1 de la unidad de biofiltración en el monitoreo utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.



**Figura 40. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 678 ppmv) alcanzada por el lecho número 2 de la unidad de biofiltración en el monitoreo, utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.**



**Figura 41. Cinética de biodegradación de ácido sulfhídrico (caudal: 30 m<sup>3</sup>/h, concentración promedio de entrada de ácido sulfhídrico: 902 ppmv) alcanzada por la unidad de biofiltración utilizando como material filtrante composte con doce meses de compostaje y un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.**



El comportamiento observado en las figuras 39, 40 y 41 muestran la degradación del ácido sulfhídrico por los microorganismos residentes en el composte instalado como lecho filtrante en la unidad de biofiltración a las condiciones de sustrato presente en el efluente del reactor UASB. Sin embargo, a partir del día 10 de operación, se observa un descenso en la remoción del biofiltro de 99,22% a 93,87% registrado el día 11 de operación. Esta situación se presentó en los monitoreos antes mencionados para el material con tiempo de compostaje de 3 y 7 meses y con un porcentaje de humedad entre 60% y 65%.

#### 4.2.3.2.2 Evaluación de los parámetros de control del proceso de biofiltración.

En la tabla 12 se presentan los resultados de los análisis hechos al material con tiempo de compostaje de 12 meses y un porcentaje de humedad entre 60% y 65% mientras se evaluaba la capacidad de biorremediación del composte en el biofiltro instalado en el reactor UASB No. 1 de la PTAR de río frío de Bucaramanga.

**Tabla 12. Evaluación de parámetros de control de operación durante el proceso de biodegradación del ácido sulfhídrico usando como material filtrante composte con tiempo de compostaje de doce meses y un contenido de humedad entre 60% y 65%**

<b>Muestra</b>	<b>Tiempo</b>	<b>Humedad (%)</b>	<b>pH</b>	<b>Sulfatos (mg S/g composte)</b>	<b>Densidad R (g/mL)</b>	<b>Densidad A (g/mL)</b>	<b>Porosidad (%)</b>
Lecho 1	inicio	60,21	5,62	1,05	1,25	0,99	20,56
	6 días	42,83	3,52	17,25	0,67	0,94	28,38
	15 días	41,16	1,82	16,75	0,69	0,90	23,61
Lecho 2	inicio	60,21	5,62	1,05	1,25	0,99	20,56
	6 días	45,04	3,46	12,5	0,69	0,84	18,06
	15 días	41,11	1,79	11,25	0,70	0,84	16,90

Los datos consignados en la tabla 12 muestran el deterioro del composte como material filtrante de la unidad de biofiltración, al registrarse una disminución en el valor del pH de 5,27 a 3,52 para el lecho 1 y a 3,46 para el lecho 2, a los 6 días de operación del biofiltro. Del mismo modo se presentó un descenso en el pH de 5,27 a 1,82 para el lecho 1 y 1,79 para el lecho 2 a los 15 días de operación del biofiltro. Estas condiciones de pH resultan nocivas para la vida bacteriana al interior del reactor, por ende durante los monitoreo se intentó neutralizar el ácido sulfúrico formado con la adición de una solución de NaOH 0,05 M.

La densidad del material presentó una disminución desde las pruebas iniciales a los datos reportados en la tabla 23 medidos el día 6 de operación del biofiltro. Este descenso se produjo a la par con la disminución en el porcentaje de humedad que paso de 60,21% a 42,83% para el lecho 1 y 45,04% para el lecho 2. El deterioro del composte se ve reflejado

en los datos de la tabla 12, en donde la porosidad disminuyó de 28,38% a 23,61% para el lecho 1 y de 18,06% a 16,90% para el lecho 2.

Desde el día 6 de monitoreo al día 15 se observó un descenso en la humedad del composte, lo cual trajo consigo que se intensificaran las humectaciones a los lechos del biofiltro con el fin de mantener la humedad por encima del 40%. Esta acción acarrió que el material sufriera un lavado, por tal se presentó una disminución en el contenido de sulfatos (ver tabla 12).

## 5 CONCLUSIONES

Los procesos de compostaje en pilas estáticas con ventilación manual son una alternativa viable para el desarrollo de materiales biológicamente activos en la degradación de compuestos azufrados como el ácido sulfhídrico.

La implementación de un proceso de compostaje autóctono en la PTAR de río frío de Bucaramanga, brinda a la planta la posibilidad de elaborar un material orgánico, que sirve para remediar el impacto ambiental producido por la generación de ácido sulfhídrico, en el proceso de descomposición anaerobia de materia orgánica llevada a cabo en los reactores UASB.

El contenido de agua representado por el porcentaje de humedad, afecta directamente la calidad del composte frente a corrientes gaseosas de ácido sulfhídrico, para ser utilizado como material filtrante en la unidad de biofiltración.

El tiempo de compostaje evaluado es un factor limitante en el desarrollo de materiales orgánicos para la degradación de ácido sulfhídrico, puesto que a mayor tiempo de compostaje se obtiene mejores materiales para ser usados como medio filtrante en el biofiltro.

El material orgánico obtenido en un tiempo de compostaje de 12 meses y un porcentaje de humedad durante el proceso entre 40% y 45%, presentó los mejores valores de biorremediación del efluente gaseoso proveniente del reactor UASB No. 1, al registrar remociones de ácido sulfhídrico entre 98% y 99% frente a una corriente gaseosa con un contenido promedio de 1142 ppmv de H<sub>2</sub>S.

## **6. RECOMENDACIONES.**

Hacer un recuento de bacterias aerobias antes de instalar el composte como lecho filtrante en la unidad de biofiltración.

Evaluar la posibilidad de realizar procesos de bioaumentación y bioestimulación del composte obtenido, de manera que se optimice el proceso de biofiltración.

Aislar microorganismos nativos oxidantes de ácido sulfhídrico del composte.

Hacer un balance de materia y energía del proceso completo en el biofiltro para rediseñar el sistema de biofiltración.

Establecer el modelo cinético del proceso, para poder simular el proceso de biodegradación de ácido sulfhídrico en el sistema de biofiltración de la PTAR de Río frío.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

1. SAFETY, Octubre 2000, HYDROGEN SULPHIDE, <http://www.airliquide.com/safety>, versión 1.02, fecha de acceso 05-03-2005.
2. U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, DRAFT TOXICOLOGICAL PROFILE FOR HYDROGEN SULPHIDE, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Septiembre 2004.
3. THALASO. F y PINEDA. R, XXX Aniversario de Biotecnología y Bioingeniería, BIOFILTRACIÓN: TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AIRE CONTAMINADO, <http://www.cinvestav.mx>, fecha de acceso 05-03-2005.
4. SILVA. J. P, REMOCIÓN DE OLORES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MEDIANTE BIOFILTROS, <http://www.uniboyaca.edu.co>, fecha de acceso 04-03-2005.
5. MCGAHAN E y TUCKER R, febrero 2002 COMPOSTING CARCASSES IN OPEN BAYS AND PILES, FSA Environmental - <http://www.fsaconsulting.net>, fecha de acceso 11-03-2005.
6. CHO S. K, RYU W. H y LEE Y. N, BIOLOGICAL DEODORIZATION OF HYDROGEN SULFIDE USING POROUS LAVA AS A CARRIER OF *Thiobacillus thiooxidans*, En: *Journal of Bioscience and Bioengineering*. Vol 90, 2000; p. 25-31.
7. HENTZ. H. L, MURRAY M. C., THOMPSON L. J, GASNER L. L Y DUNSON B. J, ODOR CONTROL RESEARCH AT THE MONTGOMERY COUNTY REGIONAL COMPOSTING FACILITY, En: *Water Environment Research*. Vol 04, 1992; p. 13-18.
8. ELIAS A, BARONA A, ARREGUY A, RIOS J, ARANGUIZ I. Y PEÑAS J, EVALUATION OF PACKING MATERIAL FOR THE BIODEGRADATION OF H<sub>2</sub>S AND PRODUCT ANALYSIS, En: *Process Biochemistr*. Vol 37, 2002; p. 813-830
9. SAVAGE. A. J y TYRREL. S. F, COMPOST LIQUOR BIORREMEDATION USING WASTE MATERIALS AS BIOFILTRATION MEDIA, En: *Bioresource*

- Technology*. Vol 96, 2005; p. 557-564.
10. CHAN C. W y LIN Z. Y, THE MECHANISM DISSOLVES OUT OF SYNTHETIC COMPOSITE BEAD FILTER MATERIAL IN A BIOFILTER, En: *Bioprocess & Biosystem Engineering*. Vol 26, 2004; p. 223-230.
  11. OYARZÚN. P, ARANCIBIA. F, CANALES. C y AROCA. G, BIOFILTRATION OF HIGH CONCENTRATION OF HYDROGEN SULPHIDE USING *Thiobacillus thioparus*, En; *Process Biochemistry*. Vol 39, 2003; p. 165-170.
  12. NICOLAI. R y JANNI. K, BIOFILTER MEDIA MIXTURE RATIO OF WOOD CHIPS AND COMPOST TREATING SWINE ODORS, En: *Water Science and Technology*. Vol 44, 2000; p. 261-267.
  13. CHUNG. Y. C, HUANG. C y TSENG. C. P, BIODEGRADATION OF HYDROGEN SULFIDE BY A LABORATORY SCALE IMMOBILIZED *Pseudomonas putida* CH11 BIOFILTER, En: *Biotechnology Progress*. Vol 12, 1993; p. 773-778.
  14. YANG. A y TOLLEFSON. E, OXIDATION OF LOW CONCENTRATIONS OF HYDROGEN SULPHIDE: PROCESS OPTIMIZATION AND KINETIC STUDIES, En: *The Canadian Journal of Chemical Engineering*. Vol 76, 1998; p. 76-86.
  15. LUO. J, A PILOT-SCALE STUDY ON BIOFILTERS FOR CONTROLLING ANIMAL RENDERING PROCESS ODOURS, En: *Water Science and Technology*., Vol 44, 2001; p. 277-285.
  16. ALONSO. C, ZHU. X, SUIDAN. M y KIM. B, PARAMETER ESTIMATION IN BIOFILTER SYSTEMS, En: *Environmental Science & Technology*. Vol 34, 2000; p. 2318-2323.
  17. KENNES C Y THALASSO F, WASTE GAS BIOTREATMENT TECHNOLOGY, En: *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. Vol 72, 1998; p. 303-319
  18. PUBLICACION LABORATORIO DE BIOQUIMICA. INSTITUT QUIMIC DE SARRIA. UNIVERSIDAD RAMON LLULL., LA COMPOSTACION DE RESIDUOS AGRICOLAS Y GANADEROS: VARIABLES Y PROCESOS, En: *Afinidad IQS*, tomo LVII-Num. 492, 2001; p. 93-104.
  19. JUTEUA P, LAROCQUE R, RHO D, Y LEDUY A, ANALYSIS OF THE RELATIVE

- ABUNDANCE OF DIFFERENT TYPES OF BACTERIA CAPABLE OF TOLUENE DEGRADATION IN A COMPOST BIOFILTER, En: *Applied Microbiology & Biotechnology*. Vol 52; p. 863-868.
20. ELSGAARD L, ETHYLENE REMOVAL BY A BIOFILTER WITH IMMOBILIZED BACTERIA, En: *Applied and Environmental Microbiology*. Vol 64, 1998; p. 4168-4173.
21. RAMIREZ L. E, CORONA H. J, DENDOOVEN L, RANGEL P Y THALASSO F, CHARACTERIZATION OF FIVE AGRICULTURAL BY PRODUCTS AS POTENTIAL BIOFILTER CARRIERS, En: *Bioresource Technology*. Vol 88, 2003; p. 259-263.
22. LEE Y. E, CHO S. K, HAN D. H Y RYU W.H, HYDROGEN SULFIDE EFFECTS ON AMMONIA REMOVAL BY A BIOFILTER SEEDED WITH EARTHWORM CASTS, En: *Journal of Environment*. Vol 31, 2002; p. 1782-1788.
23. SUNDBERG. C, SAMARS. S y JONSSON. H, LOW pH AS AN INHIBITING FACTOR IN THE TRANSITION FROM MESOPHILIC TO THERMOPHILIC PHASE IN COMPOSTING, En: *Bioresource Technology*, vol 95, 2004; p. 145-150.
24. LIANG. C, DAS.K y McCLENDON.R, THE INFLUENCE OF TEMPERATURE AND MOISTURE CONTENTS REGIMES ON THE AEROBIC MICROBIAL ACTIVITY OF A BIOSOLIDS COMPOSTING BLEND, En: *Bioresource Technology*. Vol 86, 2003; p. 131-137.
25. MIYATAKE. F y IWABUCHI. K, EFFECT OF COMPOST TEMPERATURE ON OXYGEN UPTAKE RATE, SPECIFIC GROWTH RATE AND ENZYMATIC ACTIVITY OF MICROORGANISMS IN DAIRY CATTLE MANURE, En: *Bioresource Technology*. Vol 97, 2006; p. 961-965
26. GOYAL. S, DHULL. S y KAPOOR. K, CHEMICAL AND BIOLOGICAL CHANGES DURING COMPOSTING OF DIFFERENT ORGANIC WASTES AND ASSESSMENT OF COMPOST MATURITY, En: *Bioresource Technolog.*, Vol 96, 2006; p. 1584-1591.
27. OPRIME. M, GARCIA. O y CARDOSO. A, OXIDATION OF H<sub>2</sub>S IN ACID

- SOLUTION BY *Thiobacillus ferrooxidans* AND *Thiobacillus thiooxidans*, En: *Process Biochemistry*, vol 37, 2001; p. 11-114.
28. JEONG. Y y KIM. J, A NEX METHOD FOR CONCERVATION OF NITROGEN IN AEROBIC COMPOSTING PROCESSES, En: *Bioresource Technology*, vol 79, 2001; p. 129-133.
29. HONG. J y PARK. K, COMPOST BIOFILTRATION OF AMONIA GAS FROM BIN COMPOSTING, En: *Bioresource Technology*. Vol 96, 2005; p. 741-745.
30. PARK. D, CHA. J, RYU. H, LEE. G, YU. E, RHEE. J, PARK. J, KIM. S, LEE. I, JOE. G, RYU. Y, HUR. B, PARK. J. K y PARK. K, HYDROGEN SULFIDE REMOVAL UTILIZING IMMOBILIZED *Thiobacillus* sp. IW Ca-AGLINATE BEAD, En: *Biochemical Engineering Journal*. Vol 11, 2002; p. 167-173.
31. PACE. M y MILLER. B, THE COMPOSTING PROCESS, En: *Publication of Utah State University*, 1995, AG-WM01.
32. SAFETY DATA SHEET, HYDROGEN SULPHIDE, MSDS Nr: 320-00-0004BOC(U) Version : 1.02, 2000.
33. CHEMICAL AND PHYSICAL INFORMATION, <http://ier1.isciii.es>, fecha de acceso 04-03-2005.
34. SILVA. J, REMOCIÓN DE OLORES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUAES MEDIANTE BIOFILTROS, <http://www.uniboyaca.edu.co>, fecha de acceso 04-03-2005.
35. ANGENET. L, KARIM. K, DAHHAN. M, WRENN. B y ESPINOSA. R, PRODUCTION OF BIOENERGY AND BIOCHEMICALS FROM INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL WASTEWATER, En: *Trends in Biotechnology*. Vol 22, 2004; p. 477-485.
36. RYNK. R, VAN DE KAMP. M, WILLSON. G, SINGLEY. M, RICHARD. TOM, KOLEGA. J, GOUIN. F, LALIBERTY. L, KAY. D, MURPHY. D, HOITINK, H y BRINTON. W, ON-FRAM COMPOSTING HANDBOOK, 1992, *Natural Resource, Agriculture and Engineering Service*, Ithaca New York 14852-4557.

## **ANEXO**

## **REGISTRO FOTOGRÁFICO.**

**Foto 1. Adecuación de la materia prima**



**Foto 2. Instalación de las pilas de composte.**



**Foto 3. Pilas de materia prima en las pilas de compostaje.**



**Foto 4. Mantenimiento de las pilas de composte.**



**Foto 5. Composte maduro.**



**Foto 6. Pila con humedad entre 60% y 65% (izquierda) y pila con humedad entre 40% y 45%**



