

APLICACIÓN Y EVALUACIÓN DE UN REACTOR DE CONTACTORES  
BIOLÓGICOS ROTATIVOS (RBC O BIODISCOS) A ESCALA LABORATORIO COMO  
TRATAMIENTO DE LOS LIXIVIADOS GENERADOS EN EL RELLENO SANITARIO  
DE LA PRADERA

JUAN DAVID PÉREZ ARISTIZÁBAL

UNIVERSIDAD DE MEDELLÍN  
FACULTAD DE INGENIERÍAS  
MAESTRÍA EN INGENIERÍA URBANA  
MEDELLÍN  
2010

APLICACIÓN Y EVALUACIÓN DE UN REACTOR DE CONTACTORES  
BIOLÓGICOS ROTATIVOS (RBC O BIODISCOS) A ESCALA LABORATORIO COMO  
TRATAMIENTO DE LOS LIXIVIADOS GENERADOS EN EL RELLENO SANITARIO  
DE LA PRADERA

JUAN DAVID PÉREZ ARISTIZÁBAL

TESIS DE GRADO PARA OPTAR EL TÍTULO DE  
MAGISTER EN INGENIERÍA URBANA

DIRECTOR  
JUAN GUILLERMO URIBE ZAPATA  
Ingeniero Químico

UNIVERSIDAD DE MEDELLÍN  
FACULTAD DE INGENIERÍAS  
MAESTRÍA EN INGENIERÍA URBANA  
MEDELLÍN  
2010

## CONTENIDO

	pág.
<b>CONTENIDO</b> .....	<b>III</b>
<b>LISTA DE TABLAS</b> .....	<b>VII</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>VIII</b>
<b>LISTA DE ILUSTRACIONES</b> .....	<b>IX</b>
<b>LISTA DE ECUACIONES</b> .....	<b>X</b>
<b>1. RESUMEN DEL PROYECTO</b> .....	<b>- 1 -</b>
<b>2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</b> .....	<b>- 3 -</b>
<b>3. MARCO TEÓRICO</b> .....	<b>- 7 -</b>
3.1 LIXIVIADOS.....	- 7 -
3.1.1 <i>PRODUCCIÓN DE LOS LIXIVIADOS</i> .....	- 8 -
3.1.1.1 Condiciones meteorológicas.....	- 10 -
3.1.1.2 Geología y Geomorfología.....	- 10 -
3.1.1.3 Condiciones Operativas.....	- 10 -
3.1.1.4 Naturaleza del Residuo.....	- 11 -
3.1.1.5 Topografía.....	- 11 -
3.1.2 <i>COMPOSICIÓN DEL LIXIVIADO</i> .....	- 11 -
3.1.2.1 Edad del Relleno.....	- 12 -
3.1.2.2 Tipo de residuo.....	- 13 -
3.1.3 <i>ESTADO DEL ARTE EN TRATAMIENTOS DE LIXIVIADOS</i> .....	- 16 -
3.1.3.1 Tratamientos Convencionales.....	- 16 -
3.1.3.2 Tratamientos no Convencionales.....	- 21 -
3.1.3.3 Tratamiento de Lixiviados con sistemas biológicos y Biodiscos.....	- 22 -
3.2 BIODISCOS AEROBIO.....	- 23 -
3.2.1 <i>HISTORIA</i> .....	- 23 -
3.2.2 <i>PRINCIPIO DE FUNCIONAMIENTO</i> .....	- 24 -
3.2.3 <i>VENTAJAS</i> .....	- 25 -
3.2.4 <i>DESVENTAJAS</i> .....	- 25 -
3.2.5 <i>COMPONENTES DE UN SISTEMA DE BIODISCOS</i> .....	- 26 -
3.2.5.1 Ejes.....	- 26 -
3.2.5.2 Medio de Soporte (Discos).....	- 27 -
3.2.5.3 Mecanismo de Transmisión.....	- 27 -
3.2.5.4 Tanque.....	- 28 -
3.2.5.5 Cerramientos.....	- 28 -
3.2.5.6 Tanques de sedimentación.....	- 29 -
3.2.6 <i>FACTORES QUE INFLUYEN EN LA OPERACIÓN DE LOS BIODISCOS</i> .....	- 30 -
3.2.6.1 El Agua Residual.....	- 30 -
3.2.6.2 Tiempo de retención hidráulica (TRH).....	- 30 -
3.2.6.3 Carga Hidráulica y Orgánica.....	- 30 -
3.2.6.4 Oxígeno Disuelto (OD).....	- 32 -

3.2.6.5	Temperatura y pH.....	- 32 -
3.2.6.6	Etapas .....	- 33 -
3.2.6.7	Velocidad de rotación de los discos .....	- 34 -
3.2.6.8	Biopelícula (biofilm).....	- 34 -
3.2.7	<b>CRITERIOS TÉCNICOS PARA DISEÑO DE BIODISCOS A ESCALA REAL Y A ESCALA REDUCIDA..</b>	<b>- 34 -</b>
3.2.8	<b>PROBLEMAS OPERACIONALES.....</b>	<b>- 37 -</b>
3.2.8.1	Biopelícula blanca .....	- 37 -
3.2.8.2	Desprendimiento descontrolado de biopelícula.....	- 37 -
3.2.8.3	Acumulación excesiva de sólidos en el reactor.....	- 38 -
3.2.8.4	Problemas mecánicos .....	- 38 -
3.2.9	<b>ESTADO DEL ARTE (ESTUDIOS Y APLICACIONES CON BIODISCOS).....</b>	<b>- 38 -</b>
3.3	<b>PROCESOS BIOQUÍMICOS .....</b>	<b>- 42 -</b>
3.3.1	<b>COMUNIDADES MICROBIOLÓGICAS.....</b>	<b>- 42 -</b>
3.3.1.1	Bacterias .....	- 42 -
3.3.1.2	Bacterias Filamentosas .....	- 43 -
3.3.1.3	Protozoos.....	- 44 -
3.3.1.4	Metazoos .....	- 47 -
3.3.2	<b>BIOPELÍCULA.....</b>	<b>- 49 -</b>
3.3.2.1	Formación de la biopelícula .....	- 50 -
3.3.2.2	Composición Microbiológica de la Biopelícula.....	- 51 -
3.3.2.3	Propiedades de la biopelícula .....	- 51 -
3.3.3	<b>MATERIA ORGÁNICA CARBONOSA.....</b>	<b>- 53 -</b>
3.3.3.1	Medición de la Materia Orgánica.....	- 53 -
3.3.3.2	Remoción Biológica de Materia Orgánica Carbonosa.....	- 57 -
3.3.4	<b>NUTRIENTES (NITRÓGENO – FOSFORO).....</b>	<b>- 58 -</b>
3.3.4.1	Medición de los Nutrientes.....	- 58 -
3.3.4.2	Remoción Biológica de Nitrógeno.....	- 60 -
3.3.4.3	Remoción Biológica de Fósforo.....	- 62 -
<b>4.</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>- 64 -</b>
4.1	OBJETIVO GENERAL .....	- 64 -
4.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	- 64 -
<b>5.</b>	<b>HIPÓTESIS .....</b>	<b>- 65 -</b>
<b>6.</b>	<b>METODOLOGÍA .....</b>	<b>- 66 -</b>
6.1	FASE I. DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE LOS BIODISCOS A ESCALA LABORATORIO .....	- 66 -
6.1.1	LIXIVIADO .....	- 66 -
6.1.2	CÁLCULOS DE DISEÑO - ENSAMBLAJE .....	- 66 -
6.1.2.1	Especificaciones Técnicas Establecidas Previamente.....	- 67 -
6.1.2.2	Otros Parámetros de Diseño.....	- 69 -
6.2	FASE II. ADECUACIÓN DEL REACTOR .....	- 69 -
6.2.1	ALIMENTACIÓN EN BATCH.....	- 69 -
6.2.2	ALIMENTACIÓN EN CONTINUO .....	- 71 -
6.3	FASE III. OPERACIÓN DEL REACTOR.....	- 72 -
6.3.1	CONDICIONES AMBIENTALES .....	- 73 -
6.3.2	PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS.....	- 73 -

<b>7.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>- 77 -</b>
7.1	DISEÑO DE LOS BIODISCOS A ESCALA LABORATORIO .....	- 77 -
7.1.1	LIXIVIADO .....	- 77 -
7.1.2	OTROS PARÁMETROS DE DISEÑO.....	- 79 -
7.1.2.1	Área Efectiva de discos para el tratamiento .....	- 79 -
7.1.2.2	Características Agua residual – Caudal .....	- 81 -
7.1.2.3	Especificaciones del tanque para el reactor .....	- 81 -
7.1.2.4	Diseño Mecánico – Transmisión .....	- 84 -
7.1.2.5	Compendio de las especificaciones técnicas .....	- 88 -
7.1.2.6	Esquema del Diseño.....	- 92 -
7.1.3	ENSAMBLAJE DEL REACTOR .....	- 93 -
7.2	OPERACIÓN DE LOS BIODISCOS .....	- 94 -
7.2.1	CONDICIONES AMBIENTALES (MONITOREO).....	- 94 -
7.2.1.1	Temperatura .....	- 96 -
7.2.1.2	pH .....	- 97 -
7.2.1.3	Oxígeno Disuelto.....	- 99 -
7.2.1.4	Alcalinidad .....	- 102 -
7.2.2	SEGUIMIENTO MICROBIOLÓGICO .....	- 102 -
7.2.2.1	Características de la Biopelícula.....	- 102 -
7.2.3	PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS (EFICIENCIAS).....	- 105 -
7.2.3.1	Materia Orgánica Carbonosa .....	- 107 -
7.2.3.2	Nitrógeno.....	- 113 -
7.2.3.3	Fósforo.....	- 119 -
7.2.3.4	Sólidos Suspendidos Totales (SST) .....	- 122 -
7.2.3.5	Correlaciones entre parámetros fisicoquímicos al afluente del reactor.....	- 124 -
<b>8.</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>- 127 -</b>
<b>9.</b>	<b>RECOMENDACIONES .....</b>	<b>- 131 -</b>
<b>10.</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>- 133 -</b>
<b>11.</b>	<b>ANEXOS.....</b>	<b>- 142 -</b>
11.1	TABLA DE NOMENCLATURAS .....	- 142 -
11.1.1	SISTEMA DE UNIDADES.....	- 142 -
11.1.2	LISTADO DE ABREVIATURAS.....	- 142 -
11.1.3	LISTADO DE VARIABLES.....	- 143 -
11.2	PROBLEMAS MECÁNICOS .....	- 145 -
11.3	SEGUIMIENTO MICROBIOLÓGICO PARA CADA ETAPA DEL REACTOR .....	- 148 -
11.3.1	ETAPA 1.....	- 148 -
11.3.2	ETAPA 2.....	- 149 -
11.3.3	ETAPA 3.....	- 149 -
11.3.4	ETAPA 4.....	- 150 -
11.4	DISEÑO EXPERIMENTAL .....	- 152 -
11.4.1	VARIABLES DE ENTRADA .....	- 152 -
11.4.2	VARIABLES DE RESPUESTA .....	- 152 -
11.4.3	PROCEDIMIENTOS ESTADÍSTICOS DESARROLLADOS.....	- 155 -

11.5	RESULTADOS OBTENIDOS DURANTE EL PERIODO DE LA INVESTIGACIÓN .....	- 156 -
11.5.1	<i>VOLÚMENES DE SUSTRATO APLICADOS PARA LA ADECUACIÓN DEL REACTOR (ALIMENTACIÓN EN BATCH)</i> .....	- 156 -
11.5.2	<i>VOLÚMENES DE SUSTRATO APLICADOS PARA LA ADECUACIÓN DEL REACTOR (ALIMENTACIÓN EN CONTINUO)</i> .....	- 157 -
11.5.3	<i>OXÍGENO DISUELTO</i> .....	- 158 -
11.5.4	<i>TEMPERATURA</i> .....	- 160 -
11.5.5	<i>pH</i> .....	- 163 -
11.5.6	<i>CARACTERIZACIONES DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS</i> .....	- 165 -
11.5.7	<i>IVL</i> .....	- 165 -
11.5.8	<i>ALCALINIDAD</i> .....	- 166 -
11.6	CRONOGRAMA DE ACTIVIDADES DE TODO EL PROYECTO .....	- 168 -
11.7	PLANOS DEL DISEÑO DEL REACTOR DE BIODISCOS .....	- 170 -

## LISTA DE TABLAS

	pág.
TABLA 1. CARACTERIZACIÓN DE DIFERENTES TIPOS DE VERTIMIENTOS.....	- 3 -
TABLA 2. VALOR PROMEDIO DE CLOROFILA EN DIFERENTES EMBALSES.....	- 6 -
TABLA 3. PRODUCCIÓN DE LIXIVIADOS BAJO DIFERENTES CONDICIONES OPERATIVAS Y PRECIPITACIONES .....	- 11 -
TABLA 4. COMPOSICIÓN DE LOS LIXIVIADOS GENERADOS EN RELLENOS RECIENTES Y MADUROS.....	- 15 -
TABLA 5. SISTEMAS NATURALES.....	- 18 -
TABLA 6. SISTEMAS DE TRATAMIENTO AEROBIOS .....	- 19 -
TABLA 7. SISTEMAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIOS .....	- 19 -
TABLA 8. PROCESO FISICOQUÍMICOS .....	- 20 -
TABLA 9. CARACTERÍSTICAS TÍPICAS PARA REACTORES DE BIODISCOS .....	- 34 -
TABLA 10. RESUMEN DE LAS ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DE DISEÑO PARA BIODISCOS A PEQUEÑA ESCALA.....	- 36 -
TABLA 11. COMPENDIO DE DIFERENTES ESTUDIOS CON REMOCIONES DE CONTAMINANTES .....	- 41 -
TABLA 12. RANGOS DE APLICACIÓN PARA OTROS MÉTODOS DE ANÁLISIS DE NITRATOS .....	- 59 -
TABLA 13. PROCEDIMIENTO DE ARRANQUE DE REACTOR EN EL PERÍODO DE ALIMENTACIÓN CONTINUA. ....	- 71 -
TABLA 14. RELACIONES NO <sub>x</sub> /NTK DE DIFERENTES LIXIVIADOS.....	- 74 -
TABLA 15. MÉTODOS PARA CADA PARÁMETRO FISICOQUÍMICO ANALIZADO .....	- 75 -
TABLA 16. CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO DE LA PRADERA Y DEL EFLUENTE DEL TRATAMIENTO ENTRE 2006 Y 2007. ....	- 78 -
TABLA 17. ANÁLISIS DE SUSTANCIAS DE INTERÉS SANITARIO DEL LIXIVIADO DE LA PRADERA.....	- 79 -
TABLA 18. ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DEL MOTORREDUCTOR .....	- 85 -
TABLA 19. RESUMEN ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DEL DISEÑO DEL REACTOR DE BIODISCOS .....	- 89 -
TABLA 20. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA PARA LOS PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS EN AFLUENTE Y EFLUENTE (CONCENTRACIÓN) -	105 -
TABLA 21. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA PARA LOS PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS EN AFLUENTE Y EFLUENTE (CARGA) .....	- 106 -
TABLA 22. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN ENTRE CADA PARÁMETRO FISICOQUÍMICO AL AFLUENTE .....	- 125 -
TABLA 23. TABLA DE UNIDADES.....	- 142 -
TABLA 24. TABLA DE ABREVIATURAS .....	- 142 -
TABLA 25. TABLA DE VARIABLES .....	- 143 -

## LISTA DE FIGURAS

	pág.
FIGURA 1. BALANCE DE AGUA EN UN RELLENO SANITARIO. ....	- 8 -
FIGURA 2. EVOLUCIÓN EN EL TIEMPO DE LA DESCOMPOSICIÓN Y GENERACIÓN DE PRODUCTOS EN UN RELLENO SANITARIO. ....	- 13 -
FIGURA 3. INTERCAMBIO DE AIRE Y AGUA RESIDUAL.....	- 25 -
FIGURA 4. ESQUEMA DE UN REACTOR DE BIODISCOS.....	- 26 -
FIGURA 5. FACTOR DE CORRECCIÓN A LA SUPERFICIE NECESARIA DE DISCOS A UNA TEMPERATURA MENOR A 13°C (55°F) .....	- 33 -
FIGURA 6. DIFUSIÓN DE SUSTRATO - OXÍGENO (IZQ) Y ETAPAS DE DESARROLLO DE UNA BIOPELÍCULA (DER).....	- 50 -
FIGURA 7. GLICOCÁLIX EN LAS BACTERIAS.....	- 52 -
FIGURA 8. CURVA CARACTERÍSTICA DE DBO, POR OXIDACIÓN DE MATERIAS CON CARBONO ORGÁNICO. ....	- 54 -
FIGURA 9. CURVAS DE LA DBO DE ACUERDO CON DIFERENTES LIMITACIONES.....	- 55 -
FIGURA 10. SUPERFICIE DE DISCO SUMERGIDA SIN ACOTACIONES.....	- 79 -
FIGURA 11. SUPERFICIE DE DISCO SUMERGIDA CON ACOTACIONES.....	- 80 -
FIGURA 12. DISEÑO PARA LAS POLEAS DEL MOTORREDUCTOR Y DEL EJE.....	- 86 -
FIGURA 13. ESQUEMA GENERAL DEL DISEÑO (SISTEMA DE TRANSMISIÓN – VISTA FRONTAL – VISTA LATERAL – VISTA 3D) .....	- 92 -
FIGURA 14. REPRESENTACIÓN DE UNA GRÁFICA DE CAJAS Y BIGOTES.....	- 95 -
FIGURA 15. COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA EN LAS DIFERENTES ETAPAS DEL REACTOR.....	- 96 -
FIGURA 16. COMPORTAMIENTO DEL PH CON EL AFLUENTE Y EN LAS DIFERENTES ETAPAS DEL REACTOR .....	- 97 -
FIGURA 17. COMPORTAMIENTO DEL PH CON RESPECTO AL TRH DEL REACTOR.....	- 98 -
FIGURA 18. COMPORTAMIENTO DEL OXÍGENO DISUELTO EN LAS DIFERENTES ETAPAS DEL REACTOR .....	- 99 -
FIGURA 19. COMPORTAMIENTO DEL OD CON RESPECTO AL TRH DEL REACTOR.....	- 101 -
FIGURA 20. REMOCIONES DE CARGAS CONTAMINANTES PARA CADA SEMANA .....	- 106 -
FIGURA 21. CARGAS DE DQO OBTENIDAS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE .....	- 107 -
FIGURA 22. CARGAS DE DBO OBTENIDAS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE .....	- 109 -
FIGURA 23. EFICIENCIAS EN REMOCIÓN EN FUNCIÓN DE LA CARGA APLICADA DE DBO. ....	- 111 -
FIGURA 24. RELACIÓN DBO/DQO OBTENIDAS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE .....	- 112 -
FIGURA 25. CARGAS DE NITRÓGENO OBTENIDAS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE.....	- 113 -
FIGURA 26. VARIACIÓN DE LA PROPORCIÓN DE AMONIO Y AMONIACO SEGÚN EL PH .....	- 115 -
FIGURA 27. EVOLUCIÓN DE LA ALCALINIDAD DESDE EL LIXIVIADO HASTA EL EFLUENTE .....	- 118 -
FIGURA 28. CARGAS DE FÓSFORO OBTENIDAS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE .....	- 119 -
FIGURA 29. CARGAS DE SST OBTENIDAS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE.....	- 122 -
FIGURA 30. GRÁFICA DE CAJA Y BIGOTES PARA EL IVL .....	- 124 -
FIGURA 31. GRÁFICO DE ANÁLISIS MULTIVARIADO ENTRE LOS PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS AL AFLUENTE.....	- 125 -
FIGURA 32. UBICACIÓN DE LA TOMA DE MUESTRA DEL AFLUENTE Y EFLUENTE .....	- 152 -
FIGURA 33. ESQUEMA DEL PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL .....	- 154 -

## LISTA DE ILUSTRACIONES

	pág.
ILUSTRACIÓN 1. LAGUNAS EXISTENTES PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADO EN EL RELLENO SANITARIO LA PRADERA .....	17 -
ILUSTRACIÓN 2. REACTOR BIODISCOS .....	23 -
ILUSTRACIÓN 3. MATERIAL DE SOPORTE DE DIFERENTES REACTORES DE BIODISCOS .....	27 -
ILUSTRACIÓN 4. MECANISMOS DE TRANSMISIÓN EN UN RBC POR MOTOR (IZQ) Y POR INYECCIÓN DIRECTA DE AIRE (DER).....	28 -
ILUSTRACIÓN 5. CERRAMIENTOS PARA LOS REACTORES DE BIODISCOS POR CUBIERTA (IZQ) Y POR EDIFICACIÓN (DER) .....	29 -
ILUSTRACIÓN 6. SEDIMENTADORES SECUNDARIOS .....	29 -
ILUSTRACIÓN 7. BACTERIAS: <i>SPIROCHAETA SP.</i> (IZQ), <i>SPIRILLUM SP.</i> (CENTRO) , <i>ZOOGLA RAMÍGERA</i> (DER) .....	43 -
ILUSTRACIÓN 8. FLÓCULOS GENERADOS EN EL TRATAMIENTO BIOLÓGICO .....	43 -
ILUSTRACIÓN 9. BACTERIAS FILAMENTOSAS. <i>BEGGIATOA SP</i> (IZQ), <i>NOCARDIA SP.</i> (CENTRO), TIPO 0914 (DER) .....	44 -
ILUSTRACIÓN 10. AMEBA DESNUDA (IZQ) Y AMEBA TESTÁCEA ( <i>ARCELLA HEMISPHAÉRICA</i> ) (DER) .....	45 -
ILUSTRACIÓN 11. FLAGELADO.....	45 -
ILUSTRACIÓN 12. CILIADO LIBRE ( <i>PARAMECIUM CAUDATUM</i> ) (IZQ), CILIADO REPTANTE ( <i>EUPLOTES SP.</i> ) (CENTRO) Y CILIADO FIJO ( <i>EPISTYLIS PLICATILIS</i> ) (DER).....	46 -
ILUSTRACIÓN 13. PROTOZOOS SUCTORES: <i>ACINETA TUBEROSA</i> (IZQ) Y <i>PODOPHYRA FIXA</i> (DER) .....	47 -
ILUSTRACIÓN 14. ROTÍFEROS: <i>PHILODINA SP.</i> (IZQ) Y <i>LECANE SP.</i> (DER) .....	48 -
ILUSTRACIÓN 15. NEMATODO .....	49 -
ILUSTRACIÓN 16. COMPONENTES PARA EL ENSAMBLAJE DEL REACTOR .....	93 -
ILUSTRACIÓN 17. REACTOR BIODISCOS A ESCALA LABORATORIO .....	94 -
ILUSTRACIÓN 18. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LA BIOPELÍCULA .....	104 -
ILUSTRACIÓN 19. FALLOS EN LOS DISCOS POR PÉRDIDA DE RIGIDEZ (IZQ) Y POR DESINTEGRACIÓN (DER).....	145 -
ILUSTRACIÓN 20. DISEÑO PARA PREVENIR LA PÉRDIDA DE RIGIDEZ EN LOS DISCOS .....	145 -
ILUSTRACIÓN 21. DAÑOS EN EL COJINETE.....	146 -
ILUSTRACIÓN 22. FRACTURA DEL EJE .....	147 -
ILUSTRACIÓN 23. OBSERVACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS EN LA ETAPA 1 .....	148 -
ILUSTRACIÓN 24. OBSERVACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS EN LA ETAPA 2 .....	149 -
ILUSTRACIÓN 25. OBSERVACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS EN LA ETAPA 3 .....	150 -
ILUSTRACIÓN 26. OBSERVACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS EN LA ETAPA 4 .....	151 -

## LISTA DE ECUACIONES

	pág.
ECUACIÓN 1. FÓRMULA PARA HALLAR LA PERCOLACIÓN CON BALANCE DE AGUA.....	- 9 -
ECUACIÓN 2. ESTIMACIÓN DEL CAUDAL DE LIXIVIADO PRODUCIDO.....	- 9 -
ECUACIÓN 3. REACCIÓN GENERAL PARA LA DEGRADACIÓN BIOLÓGICA POR VÍA AEROBIA .....	- 18 -
ECUACIÓN 4. REACCIÓN GENERAL PARA LA DEGRADACIÓN BIOLÓGICA POR VÍA ANAEROBIA .....	- 19 -
ECUACIÓN 5. CARGA HIDRÁULICA .....	- 30 -
ECUACIÓN 6. CARGA ORGÁNICA .....	- 31 -
ECUACIÓN 7. EXPRESIÓN MATEMÁTICA PARA LA DBO.....	- 53 -
ECUACIÓN 8. REACCIÓN DE OXIDACIÓN PARA LA DQO. ....	- 55 -
ECUACIÓN 9. REACCIÓN DE OXIDACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE CARBONO .....	- 57 -
ECUACIÓN 10. REACCIÓN DE SÍNTESIS PARA LA REMOCIÓN DE CARBONO .....	- 57 -
ECUACIÓN 11. REACCIÓN DE RESPIRACIÓN ENDÓGENA (AUTÓLISIS O AUTOOXIDACIÓN) .....	- 57 -
ECUACIÓN 12. REACCIÓN DE AMONIO EN LA NITRIFICACIÓN .....	- 61 -
ECUACIÓN 13. REACCIÓN DE NITRITOS EN LA NITRIFICACIÓN.....	- 61 -
ECUACIÓN 14. REACCIÓN GENERAL DE LA NITRIFICACIÓN .....	- 61 -
ECUACIÓN 15. ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODOS - IVL .....	- 75 -
ECUACIÓN 16. ÁREA EFECTIVA DE DISCOS PARA TRATAMIENTO.....	- 80 -
ECUACIÓN 17. CAUDAL TENIENDO EN CUENTA LA CARGA ORGÁNICA. ....	- 81 -
ECUACIÓN 18. LONGITUD DE CADA ETAPA .....	- 82 -
ECUACIÓN 19. LONGITUD DEL REACTOR .....	- 82 -
ECUACIÓN 20. VOLUMEN EFECTIVO DEL REACTOR .....	- 82 -
ECUACIÓN 21. VOLUMEN DEL SEDIMENTADOR .....	- 84 -
ECUACIÓN 22. LONGITUD DEL SEDIMENTADOR.....	- 84 -
ECUACIÓN 23. VELOCIDADES LINEALES ENTRE POLEAS. ....	- 86 -
ECUACIÓN 24. DISTANCIAS ENTRE CENTROS DE POLEAS. ....	- 87 -
ECUACIÓN 25. LONGITUD DE LA CORREA.....	- 88 -
ECUACIÓN 26. CANTIDAD DE BIOMASA FORMADA A PARTIR DE LA REMOCIÓN DE DBO EN EL SISTEMA DE BIODISCOS. ....	- 112 -
ECUACIÓN 27. REACCIÓN DE EQUILIBRIO ENTRE AMONIO Y AMONIACO.....	- 115 -
ECUACIÓN 28. ECUACIÓN DE PH.....	- 116 -
ECUACIÓN 29. ECUACIÓN DE LA CONSTANTE DE ACIDEZ PARA HALLAR LA CONCENTRACIÓN DE LAS ESPECIES DE NITRÓGENO AMONICAL.....	- 116 -
ECUACIÓN 30. CANTIDAD DE NITRÓGENO REQUERIDO PARA LA FORMACIÓN DE BIOMASA POR SÍNTESIS DE DBO.....	- 117 -

## 1. RESUMEN DEL PROYECTO

<b>Autor:</b>	Juan David Pérez Aristizábal
<b>Título otorgado:</b>	Magister en Ingeniería Urbana.
<b>Línea de énfasis:</b>	Manejo Integral de los Servicios Públicos
<b>Director del trabajo:</b>	Juan Guillermo Uribe Zapata
<b>Ciudad:</b>	Medellín
<b>Año:</b>	2010

Generalmente muchos líquidos contaminantes son vertidos a las fuentes hídricas provenientes de diversas actividades antropogénicas como las industriales, domésticas y agropecuarias sin ningún tipo de tratamiento. Otro tipo de contaminación de aguas es a través de lixiviados generados en rellenos sanitarios que en la actualidad son poco considerados ambientalmente y no se manejan correctamente. En este proyecto se evaluó un sistema alternativo de tratamiento por medio de Biodiscos al lixiviado generado en el Relleno Sanitario de la Pradera, ubicado en el municipio de Don Matías a 60 Km de distancia de Medellín.

En el proyecto se utilizaron los Biodiscos como sistema de tratamiento. Se diseñó el reactor a partir de la carga orgánica óptima hallada en 3 estudios sobre el tratamiento de lixiviados la cual resultó entre 16 y 21 g DQO/m<sup>2</sup>.d (Borzacconi et al, 1996; Álvarez y Suárez, 2006; Castillo et al, 2007). El alcance de estos estudios mencionados sólo fue analizar el comportamiento de la DQO sin conocerse la eficiencia frente a otros parámetros fisicoquímicos ni el seguimiento de factores ambientales que intervienen en los procesos bioquímicos como Oxígeno Disuelto (OD), pH, temperatura y alcalinidad que no dejan de ser importantes, ya que de éstos depende el desarrollo de las comunidades microbiológicas y por ende de la eficacia en la remoción de compuestos orgánicos. Es aquí donde nace la necesidad de elaborar estudios adicionales que complementen estos componentes en lo concerniente al desempeño de este sistema biológico. Este es el factor diferencial de esta investigación, ya que complementa estos estudios mediante el análisis de diferentes tipos de parámetros fisicoquímicos y aspectos operativos, los cuales son necesarios para conocer el comportamiento del reactor en sus diferentes etapas, determinar su eficiencia y conocer los mecanismos cómo se eliminan las diferentes sustancias orgánicas y nutrientes del lixiviado.

Bajo este antecedente, se construyó un sistema de Biodiscos a escala laboratorio para tratar una pequeña fracción de aguas lixiviadas del Relleno Sanitario La Pradera y se evaluó el comportamiento del reactor mediante el seguimiento del OD, pH, temperatura a una determina carga de diseño (18 g DQO/m<sup>2</sup>.d), la cual sería la óptima para obtener las máximas remociones de acuerdo al rango especificado. Por lo tanto se evaluó el desempeño determinando las eficiencias en remoción con diferentes parámetros [DQO, DBO, SST, NTK, Nitrógeno Total (siendo éste la suma de todas sus especies) y Fósforo total (P)] y se determinó la asentabilidad de los lodos, evaluando la conveniencia de utilizar este tipo de sistema para tratar líquidos con alta carga contaminante, de tal manera que su resultado pueda ser aplicado a escala real en el relleno sanitario de Pradera y sea una herramienta provechosa para el dimensionamiento de otros sistemas de tratamiento de Biodiscos en el entorno local, nacional e internacional.

De acuerdo con el monitoreo realizado, los resultados fueron satisfactorios pues se obtuvieron eficiencias de 68% en remoción de DQO, 95% en DBO<sub>5</sub>, 70% en SST, 90% en NTK, 74% de eliminación en Nitrógeno y 38% en Fósforo. Para el caso del fósforo, se hacen recomendaciones para mejorar su eficiencia hasta un 64% el cual fue alcanzado. Se evidenciaron unas buenas características de sedimentabilidad del lodo generado al obtenerse un IVL de 106 y buena resistencia del reactor a fluctuaciones del pH y del oxígeno disuelto, pues las condiciones variaron y a pesar de ello las eficiencias permanecieron constantes lo cual lo convierte en un sistema eficaz, estable y apropiado para implementarlo como tratamiento secundario de lixiviados jóvenes propio de rellenos sanitarios en operación.

### **PALABRAS CLAVE**

Biodiscos, lixiviados, procesos bioquímicos, biopelícula, tratamiento biológico, remoción nutrientes, relleno sanitario.

### **KEYWORDS**

Rotating Biological Contactor, RBC, leachate, biochemical process, biofilm, biological treatment, nutrient removal.

## 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El problema surge a partir de los siguientes interrogantes. ¿Qué es el lixiviado?, ¿cómo ha sido el tratamiento que se le ha dado en los rellenos sanitarios?, y ¿se ha utilizado los Biodiscos como una opción para su tratamiento? En un relleno sanitario se producen varias sustancias producto de diferentes reacciones y procesos que ocurren in situ, la fracción líquida generada allí se llama **lixiviado**. De acuerdo con la normativa colombiana, define el lixiviado como un “*líquido residual generado por la descomposición biológica de la parte orgánica o biodegradable de los residuos sólidos bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas y/o como resultado de la percolación de agua a través de los residuos en proceso de degradación*” (Decreto 838, 2005). Este líquido es permanentemente contaminante debido a su carga que proviene directamente de productos de la biodegradación y al contacto de los residuos con el agua que se infiltra a través de las plataformas de disposición, es por esta razón que los lixiviados están compuestos por una gran cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas. Teniendo en cuenta su composición, es normal encontrar lixiviados con altas concentraciones de DBO<sub>5</sub> (Demanda Biológica de Oxígeno) y otro tipo de componentes como metales pesados, siendo un vertimiento mucho más contaminante (en concentración) que los generados por el sector industrial, tal como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización de diferentes tipos de Vertimientos

Tipo de Vertimiento	Rango DBO (mg/L)	Rango SST (mg/L)
<b>Lixiviado</b>	<b>4000 - 40000</b>	<b>300 - 4000</b>
Industria Licores	40 - 5000	50 - 1000
Plantas de Sacrificio de Ganado	40 - 4000	50 - 900
Industria Cervecera	40 - 1800	50 - 4000
Industria Jabones - Detergentes	50 - 2000	50 - 200
Plantas de Sacrificio de Aves	40 - 900	50 - 500
Sector Lácteo	40 - 500	50 - 800
Refinación de Azúcar	40 - 300	50 - 300
Aguas Residuales Domésticas (ARD)	200	200

Elaboración propia con datos de: (Ministerio del Medio Ambiente, 2002a; Ministerio del Medio Ambiente, 2002b; Röben, 2002; Álvarez y Suárez, 2006; Romero Rojas, 2008)

El impacto ambiental generado por este líquido se debe a sus características fisicoquímicas, ya que sus altas cargas contaminantes y contenidos de metales

pesados afectarían negativamente las fuentes hídricas superficiales y subterráneas (acuíferos), y el problema se agrava si se tiene en cuenta que algunos de estos cuerpos hídricos receptores son utilizados posteriormente para usos comunes como el riego, recreación, consumo animal y humano, causando un deterioro en las plantaciones, contaminación del suelo donde se haga irrigación y problemas de salud en animales y seres humanos, generándose efectos negativos en las personas (Zarain, 2003; estrucplan.com.ar, s.f). Asimismo, estos líquidos pueden ser significativamente tóxicos dependiendo de las concentraciones de metales pesados en el lixiviado y el grado de contacto con ellas. La presencia de patógenos (como Coliformes Fecales) puede provocar enfermedades de tipo gastrointestinal al ser ingeridas y por lo tanto un manejo adecuado del lixiviado constituido por un sistema de tratamiento eficaz permitirá proteger el ambiente, minimizar los efectos adversos y de paso se estaría cumpliendo con los estándares establecidos en la normativa colombiana en materia de vertimientos.

La problemática no es precisamente por la generación del lixiviado per se, el problema radica fundamentalmente por el manejo que se le ha dado a estos líquidos en los rellenos sanitarios del país y a las pocas alternativas conocidas para su tratamiento. Para el caso colombiano, se han construido sistemas de recolección y tratamiento de lixiviados, pero éstos por lo general han sido muy deficientes permitiendo que estos líquidos sigan contaminando el suelo y receptores hídricos. De todos los rellenos existentes en el país sólo se han reportado 38 instalaciones para tratamiento de lixiviados, de los cuales apenas aproximadamente la mitad son tratamientos eficaces (Serrano, 2006). Carlos Arturo Álvarez M. (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial - MAVDT, entrevista personal, 2010) señala que en los rellenos sanitarios donde se disponen los residuos de ciudades importantes como Pasto, Manizales, Cúcuta, Pereira, Cartagena, Barranquilla, Ibagué, Valledupar, Bogotá, Envigado y Sur del Valle de Aburrá utilizan tratamientos secundarios y algunos terciarios para el tratamiento de lixiviado, pero a excepción de esos casos generalmente los tratamientos han sido poco eficaces.

Con respecto a las alternativas de tratamiento de lixiviado, en el mercado existen diferentes tecnologías para aplicar no obstante en el país se han enfocado los tratamientos especialmente en sistemas de lagunaje y en menor medida en filtros anaerobios y lodos activados complementados con tratamientos fisicoquímicos, puesto que son los más utilizados y conocidos en nuestro medio pero no siempre los más eficaces.

Existe otro tipo de tratamiento biológico alternativo que son los reactores de Biodiscos. Estos reactores han resultado ser un buen sistema de tratamiento

para los lixiviados con remociones que pueden alcanzar el 90% de carga orgánica (Borzacconi et al, 1996; Álvarez y Suárez, 2006), además se obtienen otros beneficios al aplicar este sistema de tratamiento comparado con otras técnicas convencionales, como estabilidad a cargas hidráulicas, orgánicas y/o tóxicas, resistencia a las variaciones de pH sin deteriorar su operación, alta remoción de nitrógeno amoniacal, alta sedimentabilidad del lodo generado, bajo consumo de energía comparado con otros sistemas aerobios que la requieren y simplicidad en su operación. No obstante, ha sido un sistema poco investigado y mucho menos implementado en el país, evidenciándose la necesidad de aplicarlo a las situaciones locales como otra alternativa para tomar en cuenta para el tratamiento de lixiviados.

En el caso específico del relleno sanitario de la Pradera, al momento de tramitarse la Licencia Ambiental para la construcción del sitio de disposición final se entregó un Plan de Manejo donde se consignó las medidas de control para el lixiviado. Para el manejo de este líquido, se estableció que debe ser recolectado y conducido a unas piscinas de almacenamiento para que posteriormente fueran transportados a la Planta de Tratamiento de San Fernando para ser tratados. Sin embargo, la planta ha tenido problemas de operación debido a la alta carga contaminante del lixiviado en compuestos orgánicos y metales pesados restringiéndose el ingreso de este líquido a la Planta de Tratamiento. Esta situación ha conllevado a que los lixiviados sean almacenados en las piscinas, tengan un tratamiento parcial y luego sean dirigidos a quebradas en el área de influencia o directamente al Río Medellín, de acuerdo a los informes técnicos realizados por la Autoridad Ambiental Corantioquia (Universidad de Medellín, 2005). A pesar de realizarse un tratamiento a los lixiviados mediante las lagunas llegan al río todavía con varios contaminantes en concentraciones altas, aun sin cumplirse el 80% de remoción en DBO y SST (Corantioquia, 2008). Esto se agrava si se tiene en cuenta que esta fuente luego se convierte en el Río Porce que es represado para la generación de energía, por lo tanto los acciones tendientes a tratar este líquido contribuye a disminuir la contaminación del río, mitigar el grado de eutrofización y evitar los procesos de anaerobiosis por altas cargas de nutrientes y orgánicas dentro de los sistemas de embalse de Porce. En la Tabla 2 se muestra la concentración de clorofila de diferentes embalses. Con el nivel de clorofila se puede evaluar la cantidad de biomasa fitoplactónica producto de la eutrofización, la cual está asociada a la presencia de nutrientes en el cuerpo hídrico y el lixiviado es una fuente significativa de dichos componentes. En la tabla se demuestra la alta concentración de clorofila para el embalse de Porce en comparación con otros embalses de Colombia y Brasil, donde se muestra el grado tan alto de eutrofización que ocurre.

Tabla 2. Valor promedio de clorofila en diferentes embalses.

Embalse	Valor promedio de clorofila (µg/L)	Embalse	Valor promedio de clorofila (µg/L)
Pedreira	78	Fumac	6
Río Piedras	57	Guarapiranga	5
Riacho Grande	54	Barra Bonita	6
Itapeva	8,8	Alecrim	3,2
Batista	8,8	Itupararanga	3,3
Serraria	8,4	Amaní (Caldas)	0,011
Funil	8,3	Porce II (Antioquia)	11 – 230 (rango muy amplio; hipereutrofizado)
Ponte Nova	8,3	La Fe (Antioquia)	0,03
São José	7,7	Piedras Blancas (Antioquia)	0,02
Aguas Claras	7	Río Grande (Antioquia)	0,05
Parque Ecológico	6,2	Punchiná (Antioquia)	1,7 – 11,6 (rango variable)
Juqueri	6	San Lorenzo (Antioquia)	0,5 – 12,2 (rango variable)
Franca	7,5		

Fuente: (Roldán y Ramirez, 2008)

Por lo anterior es indispensable profundizar en los Biodiscos por ser un sistema de tratamiento poco aplicado en el país, ratificar sus altas eficiencias y documentar su resistencia a fluctuaciones que por sus características ocurre con los lixiviados, demostrando su alta eficacia en las remociones de compuestos orgánicos y nutrientes y su viabilidad técnica y ambiental para la aplicación en el tratamiento de lixiviados a las condiciones reales de los rellenos sanitarios de nuestro medio, siendo ésta la finalidad del proyecto.

### 3. MARCO TEÓRICO

En este capítulo se comentará de manera concisa la teoría con respecto a los lixiviados (producción y composición), los Biodiscos y los procesos bioquímicos con su respectivo estado del arte. Cabe aclarar que el estado del arte enfocado en el tratamiento de lixiviados con Biodiscos ha sido muy poco, sin embargo se referencia también con bibliografía general e investigaciones realizadas con diferentes tipos de efluente para su complemento.

#### 3.1 LIXIVIADOS

Las actividades cotidianas del ser humano generan residuos sólidos y éstos pueden originarse de diferentes sectores como el industrial, comercial, institucional y residencial. La cantidad y su composición pueden variar dependiendo del tipo de actividad y por lo tanto se les debe dar un buen manejo para evitar impactos ambientales. Para el caso de los residuos no aprovechables, el *Relleno Sanitario* se cataloga como el método más utilizado en Colombia y en muchos países subdesarrollados para la disposición final, siendo ésta una alternativa adecuada para su manejo por su viabilidad técnica y económica.

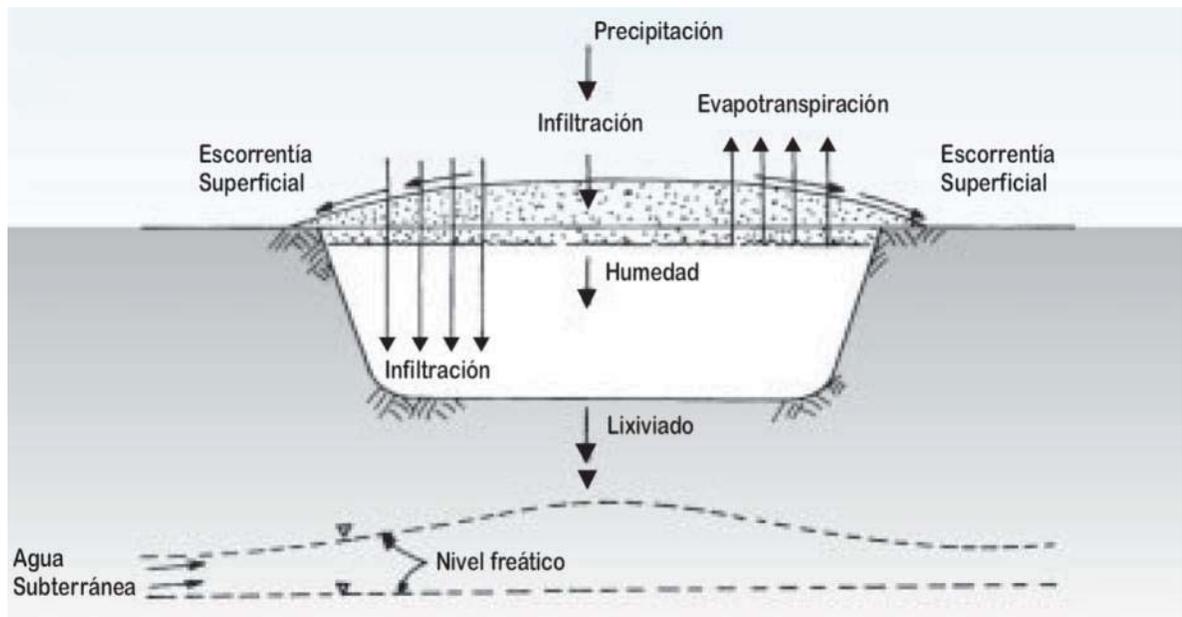
Según la normativa colombiana, define el relleno sanitario como “*el lugar técnicamente seleccionado, diseñado y operado para la disposición final controlada de residuos sólidos, sin causar peligro, daño o riesgo a la salud pública, minimizando y controlando los impactos ambientales y utilizando principios de ingeniería, para la confinación y aislamiento de los residuos sólidos en un área mínima, con compactación de residuos, cobertura diaria de los mismos, control de gases y lixiviados, y cobertura final*” (Decreto 838, 2005).

Generalmente los residuos generados en la zona residencial presentan como mínimo un 50% de tipo orgánico y por lo tanto al estar dispuestos en el relleno sanitario pueden degradarse por varios procesos biológicos, iniciando por un proceso aerobio donde ocurre oxidación de los componentes orgánicos a causa del oxígeno que queda atrapado en los residuos dispuestos. Posteriormente el oxígeno se va consumiendo lo que estimula al desarrollo de procesos anaerobios, los cuales son los predominantes posteriormente en el relleno sanitario. Estas degradaciones biológicas generan diferentes tipos de subproductos gaseosos y líquidos, siendo componentes del biogás y del lixiviado respectivamente (Ministerio del Medio Ambiente, 2002a).

### 3.1.1 PRODUCCIÓN DE LOS LIXIVIADOS

La mejor forma de explicar la producción de lixiviados es mediante un balance de agua en la celda de residuos dispuestos, donde se involucra diferentes componentes que son ilustrados en la Figura 1. De acuerdo con la figura, la producción de lixiviados está directamente relacionada con las condiciones hidrológicas del sitio, siendo la precipitación la más importante de ellas.

Figura 1. Balance de Agua en un Relleno Sanitario.



Fuente: (Ministerio del Medio Ambiente, 2002a)

De acuerdo con la Guía Ambiental para Rellenos Sanitarios (Ministerio del Medio Ambiente, 2002a), se describe a continuación cada uno de los componentes enunciados:

- **Precipitación (P):** Es la cantidad de lluvia que cae sobre el terreno, para este caso, el terreno corresponde a la celda de disposición final de residuos.
- **Escorrentía Superficial (RO):** Es la Parte de la precipitación que no alcanza a infiltrarse en la masa de residuos y por lo tanto circula por la superficie hasta alcanzar los cauces.
- **Infiltración (I):** Fracción de la precipitación que se infiltra en la capa de los residuos dispuestos.

- **Evapotranspiración (ETP):** Parte del líquido que se evapora de la superficie o es transpirado por la cobertura vegetal.
- **Saturación (S):** Es la deficiencia en el almacenamiento de humedad del terreno, es la diferencia de la capacidad de campo (FC) y el volumen de humedad existente (MC).
- **Percolación (PERC):** Después que se satura el suelo, cualquier exceso de infiltración percola a través de los residuos arrastrando diferentes componentes que luego se convertirán en lixiviado.

La percolación puede aumentarse con la penetración de aguas subterráneas (G), sin embargo, en la legislación ambiental colombiana se establece algunas normas impidiendo que ésta tenga contacto con la masa de residuos y por ende con el lixiviado, como prohibiciones para la ubicación de zonas de disposición final en recarga de acuíferos, restringiendo las zonas de disposición por encima a 5 metros del nivel freático y confinación mediante la impermeabilización del fondo de la plataforma de residuos. (RAS - TITULO F, 2000; Decreto 838, 2005)

Con los parámetros descritos, se puede determinar la percolación como la diferencia entre el agua que entra y sale del terreno bajo la siguiente formulación:

$$PERC = P - RO - ETP - S + G$$

**Ecuación 1. Fórmula para hallar la percolación con balance de agua**

Generalmente estos datos se obtienen mediante registros mensuales (mm/mes) y por ello se debe convertir a unidades de caudal para conocer la producción de lixiviado.

Los valores de Flujo Mensual (QM) del lixiviado se calculan a partir de la Ecuación 2.

$$QM(L/s) = \frac{PERC(mm/mes) \times A_{con} (m^2)}{2592000}$$

**Ecuación 2. Estimación del Caudal de Lixiviado producido**

Siendo  $A_{con}$ , el área de contribución de la sección considerada (plataforma de residuos) (Díaz y Gorraiz, 1997).

Estos cálculos son solo estimaciones y pueden tener cierto grado de incertidumbre, por tal razón, desde su formulación en 1975 ha sufrido algunas modificaciones para mejorar su precisión. A partir de este método se han desarrollado otros modelos para el cálculo de caudal de lixiviados como la metodología de Qasim y Chian (1994) (citado por Díaz y Gorraiz, 1997) y el software HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance) desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, EPA.

Hay diferentes tipos de factores que afectan estas condiciones hidrológicas y por ende la generación de lixiviados. Estos factores son descritos por varios autores (Agudelo, 1996; Díaz y Gorraiz, 1997; Röben, 2002) y algunos son reglamentados en la legislación colombiana (RAS - TITULO F, 2000; Decreto 838, 2005), por lo tanto se muestran a continuación como primera herramienta para el manejo de lixiviados.

#### ***3.1.1.1 Condiciones meteorológicas***

Factores climáticos como la humedad, temperatura, régimen de vientos, horas de sol son determinantes en la evapotranspiración y por lo tanto contribuyen en la disminución de la producción de lixiviados.

#### ***3.1.1.2 Geología y Geomorfología***

El tipo de suelo y el material de cobertura afectan la infiltración del agua a la celda de residuos, por lo tanto al aumentar la impermeabilidad del terreno se favorece la escorrentía y por ende disminuye la contribución al lixiviado.

#### ***3.1.1.3 Condiciones Operativas***

El manejo operativo del relleno es un factor importante. Dependiendo de diferentes aspectos de operación como la conformación de celdas, cobertura de celdas, grado de compactación y maquinaria usada condicionan la producción de lixiviado.

La cobertura de las celdas debe hacerse diariamente para evitar el contacto directo del agua con residuos descubiertos. Para el caso del grado de compactación, éste depende del tipo de maquinaria utilizada puesto que el uso de retroexcavadoras de orugas o buldóceres aumentará la compactación, disminuyen la capacidad de infiltración del terreno y por ende baja la producción de lixiviados (Tabla 3).

Tabla 3. Producción de lixiviados bajo diferentes condiciones operativas y precipitaciones

Tipo de Relleno	Producción de aguas lixiviadas (% de la precipitación)	PRODUCCIÓN DE AGUAS LIXIVIADAS (m <sup>3</sup> /ha.d)		
		Precipitación 700 mm/año	Precipitación 1500 mm/año	Precipitación 3000 mm/año
<b>Relleno Manual</b>	60	11,51	24,66	49,32
<b>Relleno Compactado con maquinaria liviana</b>	40	7,67	16,44	32,88
<b>Relleno Compactado con maquinaria pesada</b>	25	4,79	10,27	20,55

Fuente: (Röben, 2002)

La selección del tipo material de cobertura, la construcción de canales perimetrales de aguas lluvias para evitar el ingreso de escorrentía dentro de las plataformas de disposición y la siembra de plantas con alta capacidad de absorción de agua en celdas clausuradas, son otros aspectos operativos que se deben tener en cuenta para la disminución de la producción de lixiviados.

#### **3.1.1.4 Naturaleza del Residuo**

El tipo de residuo también incide en la producción de lixiviado, en especial la humedad y el contenido orgánico de los residuos ya que éstos son los que pueden degradarse en la celda. Las características de los residuos inciden más en la calidad que en la cantidad del residuo, por lo tanto éste aspecto será discutido posteriormente con más detalle.

#### **3.1.1.5 Topografía**

Al área del relleno y el perfil del terreno son factores importantes. A mayor área para disposición final, mayor es el área por donde se percola agua y por ende que contribuye a la cantidad de lixiviado. Rellenos en terrenos totalmente planos no son recomendados, por ello, se sugiere la construcción de plataformas en forma de terrazas y/o en zonas inclinadas para facilitar la escorrentía superficial y no percole en la masa de residuos.

### **3.1.2 COMPOSICIÓN DEL LIXIVIADO**

De acuerdo con O'Leary (1991) citado en Díaz y Gorraiz (1997), la composición del lixiviado dependen de las características del residuo y de las condiciones reinantes en él tales como la temperatura, contenido de humedad, edad del relleno, capacidad de las capas de remover contaminantes y la calidad del agua que entra al sitio. A continuación se describirán cómo la edad del relleno y el tipo de residuo intervienen en la composición del lixiviado.

### 3.1.2.1 Edad del Relleno

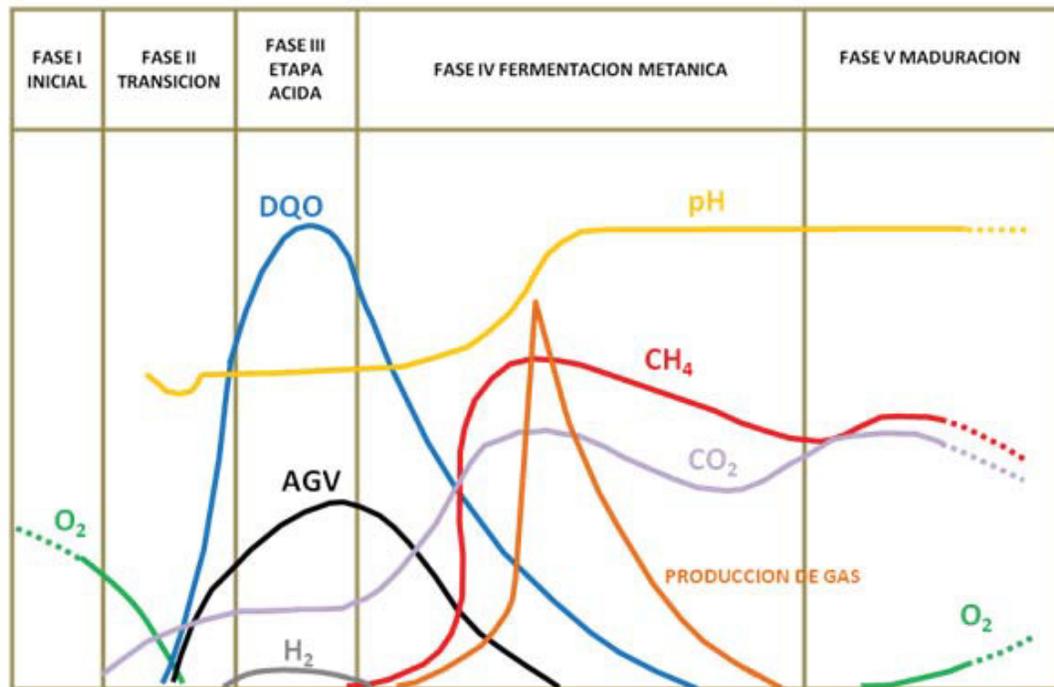
Como se comentó anteriormente, luego de disponerse los residuos ocurren diferentes tipos de reacciones aerobias y anaerobias por las cuales se degradan los componentes orgánicos afectando los componentes de los lixiviados. Este tipo de reacciones y de degradaciones están condicionadas a la actividad del relleno, la cual puede explicarse mediante 5 fases (Díaz y Gorraiz, 1997), las cuales son:

- **FASE I (Inicial):** Esta fase se caracteriza por la presencia de oxígeno y por lo tanto se dan degradaciones de tipo aerobio.
- **FASE II (Transición):** Comienza a descender el oxígeno debido a su consumo en la fase inicial y empiezan a desarrollarse condiciones anaerobias, las cuales predominarán en las fases posteriores. Esta situación es la causa del cambio de la biocenosis de aerobia a anaerobia facultativa y más tarde a microorganismos anaerobios obligados (Agudelo, 1996).
- **FASE III (Acidogénesis o fermentación ácida):** En esta fase se generan Ácidos Grasos Volátiles (AGV) como propiónico, butírico, entre otros, los cuales son producto de la degradación anaerobia. En esta etapa se generan lixiviados con alta concentración de DBO y DQO puesto que los AGV son los constituyentes principales del lixiviado (Gálvez et al, 2009). Se estima que alrededor del 90 a 95% de la DBO<sub>5</sub> se debe a los AGV por ser altamente biodegradables (Agudelo, 1996; Renou et al, 2008). Posteriormente se tiene conversión de estos productos a compuestos intermedios de bajo peso molecular, como son el ácido acético (acetogénesis), ácido fúlvico y otros ácidos más complejos. El principal gas generado en esta etapa es el Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>), y también pueden producirse pequeñas cantidades de hidrógeno (H<sub>2</sub>). Esta fase puede durar entre 3 y 7 años dependiendo de los factores ambientales que predominen en la disposición. (Ministerio del Medio Ambiente, 2002a).
- **FASE IV (Metanogénesis o fermentación metánica):** Esta fase se caracteriza por la degradación del ácido acético generado en la etapa anterior formándose metano (CH<sub>4</sub>) y (CO<sub>2</sub>). Este factor influye notablemente en las características del lixiviado pues la concentración de compuestos orgánicos disminuye al degradarse los AGV que estaban en el líquido y por lo tanto aumenta el pH, baja la concentración de DBO y DQO y se obtiene una relación de DBO/DQO menores a 0.1.
- **FASE V (Maduración y Estabilización):** Posteriormente, los nutrientes empiezan a ser un factor limitante y empieza a escasear los componentes orgánicos ya que gran parte de ellos han sido degradados en las fases previas. Esta situación hace disminuir la producción de gases CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, y el lixiviado contendrá ácidos húmicos y fúlvicos que son difíciles de

degradar biológicamente. Posteriormente las condiciones pueden tornarse de nuevo aerobias y es allí cuando el relleno es estabilizado (Ministerio del Medio Ambiente, 2002a).

En la Figura 2 se muestra el comportamiento de diferentes indicadores descritos anteriormente (pH, H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, DQO, AGV, CH<sub>4</sub>), de acuerdo con la fase de actividad del relleno.

Figura 2. Evolución en el tiempo de la descomposición y generación de productos en un relleno sanitario.



Fuente: Elaboración propia de acuerdo con Pohland et al (1983), citado por Díaz y Gorraiz, (1997)

### 3.1.2.2 Tipo de residuo

En el anterior numeral se explicó cómo puede variar los componentes del lixiviado de acuerdo con la degradación y a la edad de relleno, no obstante, no son los únicos constituyentes. Hay una serie de componentes que también integran el lixiviado los cuales dependen del tipo de residuo que esté dispuesto en el relleno sanitario. Cuando hay precipitación en el sitio, el agua percola a través de los intersticios y capas de residuos sólidos arrastrando con diferentes componentes químicos y metales que posteriormente hace parte del lixiviado (Agudelo, 1996). Debido a esto, cuando se hace disposición final de residuos con contenidos de metales pesados y otros residuos con componentes peligrosos, éstos posteriormente harán parte del lixiviado, impactando las fuentes hídricas

que pueden recibir el vertimiento. De aquí nace la necesidad de hacer gestión previa con los residuos, con el objetivo de evitar el ingreso de éstos que contengan componentes tóxicos que pueden llegar a los lixiviados. Al haber una buena gestión en la separación de los residuos en la fuente se controla el ingreso de estos residuos y se evita que estos componentes estén dentro del lixiviado, haciéndolo mucho más tratable.

La concentración de metales pesados (Cr, Cd, Cu, Pb, Ni, Fe, Zn) pueden variar con la edad del relleno. Generalmente los lixiviados poseen bajos contenidos de metales en la fase de inicial y relativamente altos en la etapa ácida. Posteriormente cuando en la fase metanogénica aumenta el pH, parte de los constituyentes inorgánicos y metales quedan inmovilizados y por tanto quedan atrapados por el material de cobertura y residuos. De igual manera pueden atraparse metales mediante la formación de complejos entre éstos y el sulfuro producido por bacterias reductoras de azufre. A menudo, no hay suficiente sulfuro para reducir todo el contenido de metales presentes y por lo tanto parte de los metales tienden a formar especies de carbonatos insolubles (Díaz y Gorraiz, 1997).

En la Tabla 4 se puede observar el cambio de la composición de los lixiviados en función a la edad del residuo. En un relleno sanitario que esté todavía en operación se puede tener concentraciones intermedias de contaminantes a las mostradas en la tabla. Esto se debe a que hay diferentes plataformas de residuos y por lo tanto puede haber celdas que se encuentren en operación y presenten una fase acidogénica, sin embargo puede haber otras que pueden estar ya clausuradas por varios años y por lo tanto pueden estar en una fase metanogénica. Éste es un factor importante porque dependiendo de la edad del relleno y por ende de las características del lixiviado se seleccionará el tipo de tratamiento más adecuado y viable técnicamente para su depuración. A continuación se hará un breve reconocimiento por los diferentes tipos de sistemas existentes para el tratamiento de lixiviados.

Tabla 4. Composición de los lixiviados generados en rellenos recientes y maduros

PARÁMETRO*	RELLENO RECIENTE (FASE ACIDOGÉNICA)			RELLENO MADURO (FASE METANOGÉNICA)		
<b>pH</b>	6.2 <sup>a</sup>	4.5-7.5 (6.1) <sup>b</sup>	4.5-7.5 <sup>c</sup>	7.5 <sup>a</sup>	7.5-9 (8) <sup>b</sup>	6.6 -7.5 <sup>c</sup>
<b>DQO</b>	24000	6000-60000 (22000)	3000-60000	700	500-4500 (3000)	100-500
<b>DBO</b>	13600	4000-40000 (13000)	2000-30000	70	20-550 (180)	100-200
<b>DBO/DQO</b>	> 0.5	> 0.5		< 0.1	< 0.1	
<b>COT</b>	8000		1500 - 20000	400		80-160
<b>AGV</b>	6000			< 5		
<b>N Amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- N)</b>	600		10 - 800	260		20-40
<b>N Oxidado</b>	< 5			7.5		
<b>Fósforo (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)</b>	0.7			0.5		
<b>SO<sub>4</sub><sup>=</sup></b>		70-1750 (500)	50-1000		10-420 (80)	20-50
<b>Cloro</b>	1300		200-3000	1400		100-400
<b>Sodio</b>	960			880		
<b>Magnesio</b>	250	50-1150 (470)	50-1500	130	40-350 (180)	50-200
<b>Potasio</b>	780			340		
<b>Calcio</b>	1820	10-2500 (1200)	200-3000	200	20-600 (60)	10-400
<b>Cromo</b>	0.56			0.07		
<b>Manganeso</b>	26.5	0.3-65 (25)		1.7	0.03-45 (0.7)	
<b>Hierro</b>	540	20-2100 (780)	50 - 1200	10	3-280 (15)	20 - 200
<b>Zinc</b>	21.5			0.2		

\* Todos los datos están en mg/L, excepto pH y relación DBO/DQO.

<sup>a</sup> Fuente: Harrington et al (1986), citado por (Díaz y Gorraiz, 1997)

<sup>b</sup> Fuente: Ehrig, (1988), citado por (Öman y Junestedt, 2008). Se muestra el rango de la concentración y entre paréntesis el valor promedio.

<sup>c</sup> Fuente: Tchobanoglous et al (1994) citado por (Bódalo et al, 2007b)

### 3.1.3 ESTADO DEL ARTE EN TRATAMIENTOS DE LIXIVIADOS

Existen diversas opciones para el tratamiento de lixiviados. La elección del sistema depende de las características del lixiviado generado, disponibilidad de recursos económicos y humanos, objetivo de calidad del efluente de acuerdo con las características del cuerpo receptor (por ejemplo la oxidación de compuestos orgánicos, remoción de nutrientes, sólidos suspendidos o disueltos, color o turbiedad, patógenos, entre otros). Para ello, se describirán brevemente diferentes tecnologías de tratamiento con sus ventajas y desventajas tomando en consideración varios reviews e investigaciones reportadas por diferentes autores (Agudelo, 1996; Díaz y Gorraiz, 1997; Giraldo, 2001; Gutiérrez Martín et al, 2004; Wiszniowski et al, 2006; Bódalo et al, 2007b; Bódalo et al, 2007a; Bódalo et al, 2007c; Renou et al, 2008).

#### **3.1.3.1 Tratamientos Convencionales.**

Los tratamientos convencionales son los sistemas que son actualmente aceptados y ampliamente utilizados para el tratamiento de lixiviados. Este grupo se puede clasificar en 3 grandes grupos: Transferencia de lixiviado, tratamientos biológicos y tratamientos fisicoquímicos.

##### **a) Transferencia de lixiviado**

Este método de tratamiento consiste en el traslado del lixiviado para que sean posteriormente depuradas. Este tratamiento se puede dar de dos maneras:

- **Tratamiento combinado con agua residual (Co-tratamiento):** Consiste en la recolección del lixiviado para posteriormente ser tratado conjuntamente con agua residual doméstica (ARD) en una planta de tratamiento municipal. La ventaja es que no se necesita la adición de nutrientes puesto que el lixiviado aporta la carga necesaria de nitrógeno y el ARD aporta el fósforo para su tratamiento por vía biológica. La desventaja es que puede inhibir la actividad microbiana en el caso que el lixiviado contenga altos contenidos de compuestos tóxicos como metales pesados y reduzca la eficiencia de la planta de tratamiento (Renou et al, 2008).

Este fue el método utilizado para el tratamiento de los lixiviados generados en el Relleno Sanitario La Pradera. Se almacenaban los lixiviados en un sistema primario de lagunaje (Ilustración 1) y posteriormente eran transportados por carrotaques a la planta de tratamiento de San Fernando en la ciudad de Itagüí. Debido a los efectos negativos que el lixiviado estaba causando en la Planta de Tratamiento, Empresas Públicas de Medellín (propietario y operador de la planta) restringió el tratamiento a sólo 50 m<sup>3</sup>/d de lixiviado, por lo cual el resto (aproximadamente 250 m<sup>3</sup>/d para el año 2005) era vertido

directamente al río Medellín sin cumplirse con la normativa en materia de vertimientos (Universidad de Medellín, 2005).

Ilustración 1. Lagunas existentes para el tratamiento de lixiviado en el relleno sanitario La Pradera.



Fuente: (Corantioquia, 2006)

- **Recirculación del lixiviado:** Es una técnica operativa y consiste en la recolección del lixiviado para posteriormente ser introducido nuevamente en la plataforma de residuos. De esta manera se aumenta las tasas de estabilización, se degradan los AGV y por lo tanto se reduce el contenido de componentes orgánicos del lixiviado (Giraldo, 2001). Como desventaja, son los olores que se pueden generar y el riesgo de exposición sobre la salud de los trabajadores (Bódalo et al, 2007b). Adicionalmente, altas tasas de recirculación pueden generar saturación y estancamiento del lixiviado (Renou et al, 2008) .

#### **b) Sistemas Naturales**

Se basan en ecosistemas que aceleran los procesos de degradación de la materia orgánica y permiten el reciclaje y re-uso de los nutrientes. Los Sistemas Naturales aprovechan y potencian los procesos de purificación físicos, químicos y biológicos que ocurren en forma espontánea en la Naturaleza (CEADU, s.f). Tiene como ventaja la simplicidad en la operación y buena eficiencia en tratamiento, resisten altas variaciones por tener alto tiempo de retención hidráulica. La principal

desventaja de estos sistemas es la gran cantidad de área necesitada para implementar el proceso.

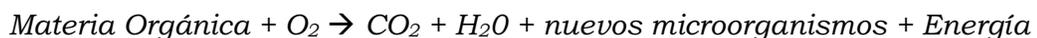
Tabla 5. Sistemas Naturales

Tipo de Sistemas Naturales
Humedal artificial con lámina de agua (flujo superficial)
Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal
Humedal artificial vertical
Fitorremediación
Tratamientos con lechos de turba

### c) *Tratamiento biológico*

Consiste en la depuración del lixiviado mediante degradación biológica, la cual se lleva a cabo por poblaciones microbiológicas. Es una opción ideal cuando el relleno está en la etapa acidogénica ya que la presencia de AGV se puede degradar fácilmente por vía biológica. Estos tratamientos se pueden dividir por las condiciones presentes en el medio (aerobio y anaerobio) y dependiendo del tipo de crecimiento de los microorganismos (biomasa suspendida o biomasa adherida).

- **Proceso Aerobio:** Consiste en la degradación biológica de los componentes orgánicos en presencia de oxígeno y se puede representar de la siguiente manera:



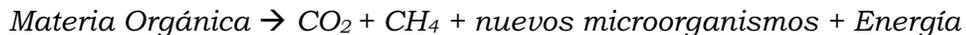
#### Ecuación 3. Reacción General para la degradación biológica por vía aerobia

La principal ventaja de estos tratamientos es la buena eficiencia para depurar compuestos orgánicos y buena remoción de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ). Debido a que este proceso se lleva a cabo con la presencia de oxígeno, en ocasiones éste debe ser suministrado mediante la inyección directa, turbulencia, o alguna vía mecánica y por ende hay un consumo de energía (costo operativo). Una desventaja importante de este proceso es la generación de grandes cantidades de lodos comparados con el proceso anaerobio, por lo cual se requiere un adecuado manejo y disposición de ellos. A continuación se muestran los sistemas aerobios utilizados para la depuración de lixiviados.

Tabla 6. Sistemas de tratamiento aerobios

Sistemas de Crecimiento Suspendido Aerobios
Lodos Activados Lagunas Aerobias Reactores biológicos secuenciales (SBR)
Sistemas de Crecimiento Adherido Aerobios
Biodiscos Filtro Percolador Lechos fluidizados

- **Proceso Anaerobio:** Consiste en la degradación de compuestos orgánicos en ausencia de oxígeno, generando productos como metano y dióxido de carbono, el cual se representa así:



Ecuación 4. Reacción General para la degradación biológica por vía anaerobia

Son procesos que pueden depurar lixiviados con alta contaminación orgánica. Como la degradación se lleva a cabo en ausencia de oxígeno, no requiere alto consumo de energía y no genera tanto lodo comparado con los procesos aerobios. Se genera biogás el cual que puede ser utilizado para la generación de energía. Una desventaja importante de este tipo de tratamiento es la generación de olores especialmente por la producción de ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S). De igual manera se deben tener unas condiciones bien controladas como el pH y temperatura para que se desarrolle de manera óptima la degradación anaerobia. En la Tabla 7 se muestra los sistemas anaerobios más utilizados y estudiados para el tratamiento de lixiviados.

Tabla 7. Sistemas de tratamiento anaerobios

Sistemas de Crecimiento Suspendido
UASB Lagunas Anaerobias Reactores biológicos secuenciales Anaerobios (ASBR)

### Sistemas de Crecimiento Adherido

Filtro Anaerobio  
Lechos fluidizados

#### d) Tratamiento fisicoquímico

Este tipo de tratamiento se caracteriza por la depuración y remoción de contaminantes del lixiviado mediante la adición de insumos químicos. Usualmente son utilizados en conjunto con tratamientos biológicos con el objetivo de mejorar las eficiencias de estos procesos mediante la oxidación avanzada, remoción de compuestos peligrosos como los metales o remoción de nutrientes o de sólidos del lixiviado. La gran ventaja de este tipo de tratamiento es la alta remoción de contaminantes que se obtienen. Como desventaja es la adición continua de insumos químicos, lo que puede incidir en los costos operativos y pueden inviabilizar su implementación. De igual manera se deben controlar muy bien la dosificación de químicos, pues una dosis menor puede desmejorar la eficiencia y una sobredosificación puede acarrear mayores costos. En la Tabla 8 se muestra los principales procesos fisicoquímicos y los insumos utilizados para llevar a cabo el tratamiento.

Tabla 8. Proceso fisicoquímicos

PROCESO	INSUMO
<b>Coagulación – Floculación</b>	Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ , Óxido de aluminio ( $Al_2O_3$ ), Hidróxido de calcio $Ca(OH)_2$ , Sulfato Ferroso ( $FeSO_4$ ), Cloruro Férrico ( $FeCl_3$ ), Clorosulfato férrico ( $FeClSO_4$ )
<b>Adsorción</b>	Carbón Activado, zeolita, alúmina activada, vermiculita, cenizas de incinerador de residuos.
<b>Procesos de Oxidación Avanzada por métodos no fotoquímicos</b>	Ozono ( $O_3$ ), Ozono+Peróxido de Hidrógeno ( $O_3/H_2O_2$ ), Ozono+catalizador, Procesos Fenton ( $H_2O_2+Fe^{2+}$ )
<b>Procesos de Oxidación Avanzada por métodos fotoquímicos</b>	Ozono-Ultravioleta ( $O_3/UV$ ), Peróxido de Hidrógeno-Ultravioleta ( $H_2O_2/UV$ ), $O_3/H_2O_2/UV$ , Fotofenton ( $Fe^{2+}/UV$ ), Fotocatálisis ( $UV/TiO_2$ )
<b>Precipitación de Nitrógeno Amoniacal</b>	$MgCl_2 \cdot 6H_2O + Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$
<b>Stripping amoniacal</b>	Una Base para aumentar el pH

### 3.1.3.2 *Tratamientos no Convencionales*

Existen otro tipo de tratamientos que no son tan utilizados y se denominan *Tratamientos No Convencionales*. De ellos, los que están empezando a masificarse en su uso son los sistemas con membranas. Estos son procesos mucho más avanzados que los fisicoquímicos en términos de eficiencia. Están siendo implementados en países donde están expidiendo normas más estrictas con respecto al tratamiento y a la calidad del efluente como es el caso de los países Europeos. Se puede dividir en Tratamientos avanzados con membranas y biorreactores de membrana.

#### **a) *Tratamientos avanzados con membranas***

Es un proceso de filtración a través de membranas, el cual actúan como barrera impidiendo el paso selectivo de ciertos componentes del lixiviado. Se pueden clasificar dependiendo del tipo del tamaño del poro de la siguiente manera:

- **Microfiltración:** utilizado para hacer filtraciones sin ser tan avanzada como otro tipo de tratamientos de membranas. Se suele utilizar cuando no se requieren altos estándares de remoción o se utiliza como pretratamiento a un proceso más avanzado como la nanofiltración u osmosis inversa.
- **Ultrafiltración:** Es efectivo para eliminar macromoléculas y partículas. De acuerdo con estudios realizados, son buena herramienta para la depuración del lixiviado si es combinado con procesos convencionales como biológicos y fisicoquímicos.
- **Nanofiltración:** Es un proceso intermedio entre ultrafiltración y ósmosis inversa. Sus eficiencias han sido tan altas que incluso cumplen con altos estándares de remoción como los existentes en Francia.
- **Ósmosis Inversa:** Tratamiento muy utilizado para la desalación de aguas. Para el caso de lixiviados se remueve en altos porcentaje los componentes orgánicos e inorgánicos y casi en su totalidad los contenidos de sales.
- **Electrodialisis:** Este tratamiento consiste en el paso selectivo de componentes bajo el efecto de una corriente eléctrica, haciendo que haya migración de iones dependiendo de la carga.

#### **b) *Biorreactores de membrana***

Este sistema consiste en la incorporación o tratamiento en conjunto entre el tratamiento biológico y uno avanzado con membrana. La idea de este tipo de sistemas es remover por vía biológica los componentes fácilmente biodegradables para posteriormente mejorar la depuración mediante un proceso avanzado, alcanzándose altas eficiencias de tratamiento.

No hay un tipo específico de biorreactor de membrana, pues existen tantos como posibles combinaciones haya entre tratamientos biológicos y los sistemas de filtración.

Actualmente, estos procesos son difíciles de implementar en países subdesarrollados por no tenerse recursos económicos y porque la legislación no es tan rigurosa como para aplicar estos sistemas de alta eficiencia. En su lugar, se acude a otros sistemas con mayor viabilidad económica y técnica como los procesos biológicos y fisicoquímicos como complemento. No obstante se tienen diferentes opciones para tratamiento secundario (biológicos), las cuales ya fueron comentadas anteriormente.

### **3.1.3.3 Tratamiento de Lixiviados con sistemas biológicos y Biodiscos**

Se hizo una búsqueda sobre tratamientos biológicos a escala piloto o laboratorio donde se hiciera comparaciones entre diferentes sistemas y en especial donde se mostrara las buenas eficiencias con Biodiscos.

Internacionalmente, se llevó a cabo un estudio en el cual se compararon las eficiencias en DQO de diversos tipos de tratamientos a pequeña escala como reactores UASB, lodos activados y Biodiscos para el manejo del lixiviado del relleno sanitario de Montevideo (Borzacconi et al, 1996). A nivel local, se hicieron estudios a escala laboratorio para determinar la eficiencia en términos de DQO del tratamiento de lixiviados generados en el relleno Sanitario de Cúcuta por medio de dos tipos de tratamientos, uno aerobio (Biodiscos) y uno anaerobio del tipo de UASB (Álvarez y Suárez, 2006). Y en Bucaramanga, se hizo de igual manera una investigación observando el comportamiento de dos sistemas de tratamiento diferentes (Biodiscos, UASB) aplicado al lixiviado generado en el relleno sanitario “El Carrasco” de esa ciudad, evaluándose sus eficiencias en DQO (Castillo et al, 2007). En cada uno de estos estudios se ha obtenido mejores resultados para Biodiscos comparados con los otros sistemas de tratamiento, donde Borzacconi et al (1996) obtuvo eficiencias en promedio de 90% en DQO, Álvarez y Suarez (2006) obtuvo 76% y el estudio de Castillo et al (2007) obtuvo 70%, en el cual coincidieron con una carga orgánica óptima aproximada entre 16 y 21 g DQO/m<sup>2</sup>.d. Esta carga óptima corresponde a la carga a aplicar donde se obtiene mayores remociones de DQO. Bajo estos antecedentes se hace viable técnicamente la implementación de Biodiscos como tratamiento secundario de los lixiviados por obtener mayores eficiencias con respecto a DQO que otros sistemas de tratamiento, sin embargo como se dijo en el RESUMEN DEL PROYECTO, todavía no se sabe la remoción frente otros parámetros fisicoquímicos y el comportamiento de factores ambientales que intervienen en los procesos bioquímicos, lo cual hace necesario enfocar investigaciones en estos aspectos por

ser determinantes en el desempeño del reactor y para ello será objeto de estudio en este proyecto. A continuación se describirá el Sistema de Biodiscos y los procesos que intervienen en él.

## 3.2 BIODISCOS AEROBIO

El reactor de Biodiscos (Rotating Biological Contactor o RBC en sus siglas inglesas) es un tratamiento biológico aerobio de crecimiento adherido utilizado para la depuración de aguas residuales mediante la oxidación de compuestos orgánicos carbonáceos y amoniacales.

Ilustración 2. Reactor Biodiscos



Fuente: (edie.net, s.f)

### 3.2.1 *HISTORIA*

Este sistema no es una tecnología nueva. Su concepto y principio de funcionamiento ha sido utilizada desde principios del Siglo XX el cual es descrito en la investigación de Castillo y Vivas (1996). Originalmente fue concebido en Alemania en 1900, el cual se describe como un cilindro constituido por tablas de madera y posteriormente en 1930 se construyeron unidades industriales.

Para el año 1929 en Estados Unidos ya se estaban haciendo trabajos de investigación con este reactor pero con discos metálicos como medio de soporte, sin embargo no fueron muy alentadores los resultados por lo cual se decide suspender dichos estudios. Posteriormente en la década de los 50, algunos

investigadores empiezan a trabajar con discos plásticos (poliestireno) para mejorar el reactor y se inicia su comercialización. Sin embargo el Biodiscos no podía competir con el sistema de lodos activados debido a los altos costos para su construcción.

Luego en 1965 se utilizó un sistemas de discos para la transferencia de oxigeno dentro de un proceso de aireación. Posteriormente se hicieron estudios con biomasa adherida y sin recirculación lo que confirmaron buenos resultados. A este proceso lo denominaron “Rotating Biological Contactor (RBC)”. Después se desarrolló un nuevo material para los discos construidos con hojas corrugadas de polietileno. (Castillo y Vivas, 1996).

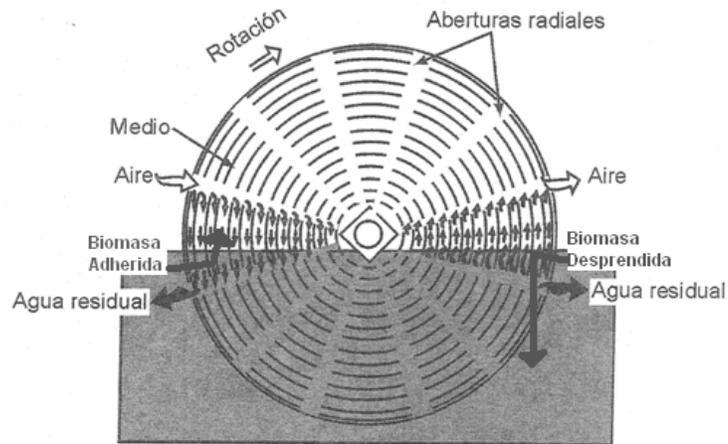
Para 1978 ya se tenía 59 plantas de Biodiscos en Estados Unidos, 308 en 1980 y más de 600 en 1988, y para esa época ya había más de 3000 plantas de Biodiscos en el mundo (Romero Rojas, 2008). Para 1985 Japón ya tenía 1323 plantas con RBC, el cual 10% de ellas ya eran utilizadas para el tratamiento de lixiviados (Castillo et al, 2007).

### 3.2.2 PRINCIPIO DE FUNCIONAMIENTO

El reactor posee una serie de discos que están parcialmente sumergidos en el agua residual. Esta situación estimula a la adherencia de población microbiológica al material de soporte (discos) y posteriormente se desarrolla una película biológica sobre la superficie del disco, también llamada biopelícula o biofilm. El giro de los discos permite que la biopelícula esté en contacto con el agua residual y luego con la atmósfera alternadamente. Cuando la superficie está sumergida, los microorganismos degradan los compuestos orgánicos depurando el agua, luego cuando gira el disco y los deja expuestos a la atmósfera se presenta absorción de oxígeno a la biopelícula y posteriormente se transfiere al agua residual para garantizar las condiciones aerobias y se evite anaerobiosis en el proceso (Figura 3).

El giro también sirve como mecanismo para eliminación de exceso de biomasa adherida en la superficie de los discos mediante el esfuerzo cortante producido por el agua, de este modo parte de la biomasa queda suspendida en el reactor y posteriormente se transporta hasta el sedimentador secundario.

Figura 3. Intercambio de Aire y Agua Residual



Fuente: (Romero Rojas, 2008)

### 3.2.3 VENTAJAS

Como ventajas obtenidas en la implementación de este sistema aerobio se listan:

- Alta Remoción de compuestos orgánicos carbonáceos y Nitrógeno amoniacal (Álvarez y Suárez, 2006)
- Alta sedimentabilidad de lodos. (Borzacconi et al, 1996; Álvarez y Suárez, 2006)
- Resistencia a las variaciones de pH sin deteriorar su operación (Borzacconi et al, 1996).
- Eficiencia en metales pesados, donde se ha demostrado que puede darse remociones significativas de Cadmio, Cobre y Zinc (Costley y Wallis, 2000).
- Mínimo nivel de ruido (Welter et al, 2004)
- Bajo consumo de energía frente a otros sistemas aerobios.
- Poca área de terreno requerida debido al corto tiempo de retención hidráulica.
- Resistencia frente a variaciones de cargas hidráulicas y orgánicas.
- Construcción modular
- Generalmente no hay recirculación de efluentes ni lodos.
- Simplicidad en su operación, por lo tanto su mantenimiento es mínimo. (Romero Rojas, 2008)

### 3.2.4 DESVENTAJAS

Las desventajas de este proceso biológico son las siguientes:

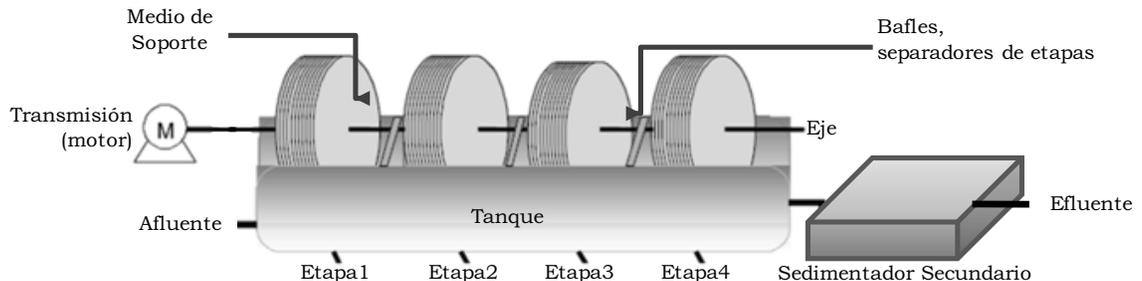
- Fallas en los discos, ejes y motores (Daños mecánicos)
- Fugas de lubricantes

- Criterios de diseño muy disímiles (Romero Rojas, 2008)
- Difícil fabricación del material de soporte – baja comercialización, lo que incrementa sus costos de inversión (Ministerio del Medio Ambiente, 2002c).
- Costos se comportan de manera lineal con respecto al caudal. (viable en caudales relativamente bajos)
- Puede haber deterioro de los discos por exposición al calor, solventes orgánicos o radiación ultravioleta
- Se puede tener olores si se presenta sobrecargas en la primera etapa del reactor (Alves, 2007b).

### 3.2.5 COMPONENTES DE UN SISTEMA DE BIODISCOS

En esta sección se enunciarán los principales elementos que componen un sistema de Biodiscos con su respectiva finalidad o importancia dentro del proceso, de acuerdo con Metcalf & Eddy (1996). Los principales componentes son los discos, el eje, la transmisión, el tanque, cerramientos y tanque de sedimentación, los cuales se esquematizan en la Figura 4.

Figura 4. Esquema de un reactor de Biodiscos



Fuente: Elaboración propia con guía de (Castillo et al, 2007)

#### 3.2.5.1 Ejes

Los ejes son los encargados de dar el soporte a los discos y por ende a su rotación la cual es elemental para la operación del reactor. El material de estos ejes debe ser fuerte para sostener el peso de los discos sumado al peso de la biomasa adherida al material de soporte. De igual manera, se debe tener en cuenta que el eje estará en contacto con el agua residual y por lo tanto debe ser resistente a la corrosión del líquido. En la bibliografía se sugiere no utilizar el acero inoxidable puesto que alcanza a ser corroído por las condiciones agresivas del medio (Mba et al, 1999), sin embargo se puede minimizar o prevenir la corrosión si se refuerza con pintura anticorrosiva o se recubre con algún material resistente como el plástico u otro polímero.

### 3.2.5.2 Medio de Soporte (Discos)

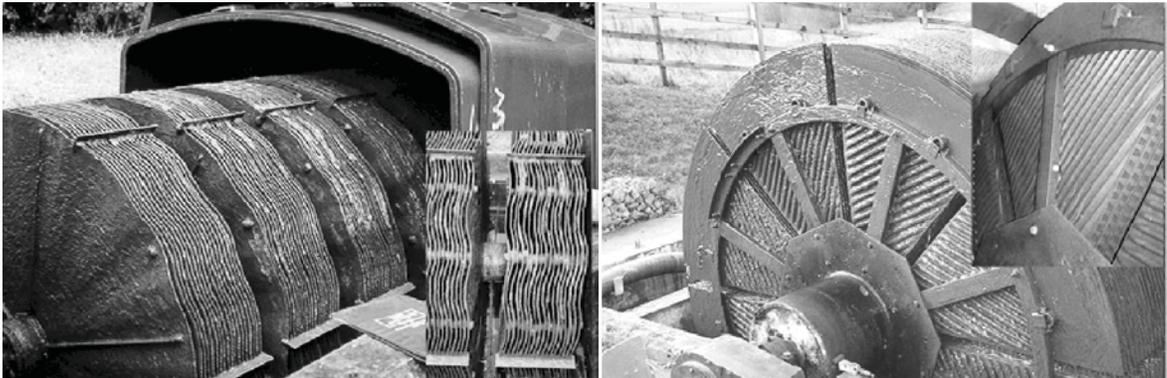
El disco es la superficie donde la población microbiológica se adhiere y se desarrolla para el funcionamiento del sistema de tratamiento. Al igual que los ejes, el material del disco debe ser resistente a la corrosión por los constituyentes del agua residual pero también se puede generar corrosión por los microorganismos adheridos a la superficie, los cuales pueden llevar a cabo un rápido deterioro de los discos (Mba et al, 1999).

El material del medio de soporte debe estar diseñado para:

- Proveer máxima área superficial para el crecimiento de la biomasa y mayor contacto con el agua residual.
- Permitir el máximo drenaje del líquido sobre el área del disco durante la rotación (Mba, 2003).

Un material de polímero con superficie corrugada cumple con todas los requerimientos anteriormente citados (Ilustración 3).

Ilustración 3. Material de soporte de diferentes Reactores de Biodiscos



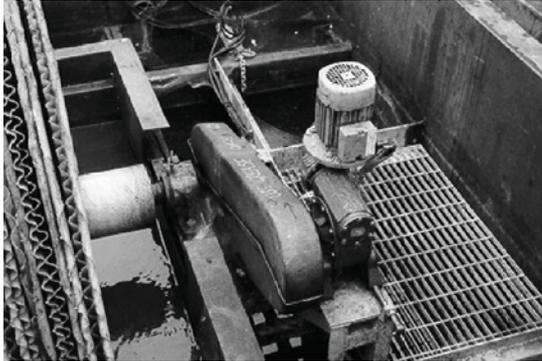
Fuente: (Mba, 2003)

### 3.2.5.3 Mecanismo de Transmisión

Generalmente el mecanismo utilizado para el giro de los discos es mediante la transmisión mecánica, el cual se utiliza un motor y un sistema de poleas o piñones para ajustar al giro deseado al eje y por ende a los discos (Ilustración 4 izquierda). También es utilizado el empleo de aire para el giro del disco, esto se hace mediante la instalación de cangilones dispuestos en los extremos del material de soporte y un sistema de inyección aire en el fondo del tanque. El giro del disco se presenta cuando se inyecta aire al tanque y las burbujas son atrapadas por los cangilones, las cuales crean una fuerza tal que provocan el giro

del disco (Ilustración 4 derecha). Ambos sistemas han demostrado ser mecánicamente fiables (Metcalf y Eddy, 1996).

Ilustración 4. Mecanismos de transmisión en un RBC por motor (izq) y por inyección directa de aire (der)



Fuente: (Mba, 2003)



Fuente: (Triveni Engineering & Industries Ltd, s.f)

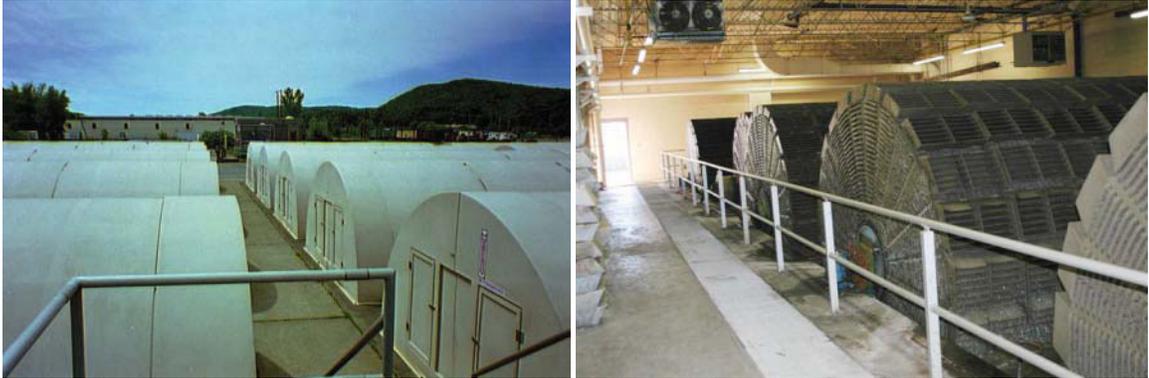
#### **3.2.5.4 Tanque**

El tanque es el compartimiento donde está contenida el agua y donde se sumergen parcialmente los discos. Su volumen depende de la carga orgánica superficial y la carga hidráulica a aplicar. Metcalf & Eddy (1996) establece que el volumen óptimo es  $0.0049 \text{ m}^3/\text{m}^2$  de medio.

#### **3.2.5.5 Cerramientos**

Normalmente los reactores de Biodiscos son protegidos por una cubierta de plástico reforzado con fibra de vidrio (Ilustración 5 izquierda), de igual manera también se ha elegido ubicar los Biodiscos dentro de edificios (Ilustración 5 derecha). Puede haber varios propósitos para el cerramiento de los reactores, los más comunes son: razones estéticas, protección contra el frío en zonas que alcanzan temperaturas bajas, evitar la proliferación de algas, proteger a la biomasa y al material de soporte de la intemperie.

Ilustración 5. Cerramientos para los reactores de Biodiscos por cubierta (izq) y por edificación (der)



Fuente:(Department of Public Works Home - Brattleboro, 2006)

Fuente: (GM Canada, 2006)

### 3.2.5.6 *Tanques de sedimentación*

Aunque el tanque de sedimentación está separado físicamente del reactor de Biodiscos, se tiene que considerar como parte íntegra del tratamiento secundario pues los procesos biológicos generan biomasa que debe ser retenida y por lo tanto el sedimentador secundario ejecuta esa actividad. Éste sería el último componente del tratamiento biológico y el efluente del sedimentador puede ser descargado a un cuerpo hídrico o llevado a un tratamiento terciario dependiendo de la complejidad del sistema.

Ilustración 6. Sedimentadores secundarios



Fuente: (Copa Ltd, 2006)

### 3.2.6 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA OPERACIÓN DE LOS BIODISCOS.

El desempeño del reactor de Biodiscos depende de diferentes factores. De ellos los más importantes son: las características del agua residual, tiempo de retención hidráulica, carga orgánica e hidráulica, temperatura, pH, número de etapas, velocidad de rotación de los discos, las características de la biopelícula y el nivel de oxígeno disuelto, los cuales serán descritos a continuación de acuerdo con revisiones y estudios de varios autores (Diez y Gómez, 1999; Al-Ahmady, 2005; Cortez et al, 2008)

#### 3.2.6.1 *El Agua Residual*

Es uno de los factores más importantes en la operación de los Biodiscos puesto que el contenido orgánico del agua residual es el sustrato para la comunidad microbiológica y por ende es necesario para mantener el buen desarrollo de la biopelícula. Otro aspecto a considerar son los constituyentes adicionales que pueden afectar la degradación de la materia orgánica tales como los metales pesados y otros componentes tóxicos, los cuales pueden inhibir la actividad microbiológica y por ende disminuir las eficiencias de remoción. De igual manera, la presencia de material suspendido en el agua residual puede ocupar espacio en el disco, reduciendo el flujo de contenido orgánico soluble a la biopelícula y por ende baja las tasas de biodegradación.

#### 3.2.6.2 *Tiempo de retención hidráulica (TRH)*

Hay estudios que comprueban que altos TRH mejoran la difusión del sustrato en la biopelícula y por ende aumenta la eficiencia de remoción, no obstante debe tenerse en cuenta que TRH muy bajas se obtiene bajas remociones y TRH muy altas no será económicamente viable.

#### 3.2.6.3 *Carga Hidráulica y Orgánica*

La carga hidráulica corresponde al caudal aplicado por unidad de superficie, la cual se calcula así:

$$C.H = \frac{Q}{A}$$

Ecuación 5. Carga Hidráulica

Donde

- C.H: Carga Hidráulica (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d)
- Q: Caudal del afluente (m<sup>3</sup>/d)
- A: Área de los discos (m<sup>2</sup>)

Anteriormente, el desempeño de los Biodiscos fue correlacionado con la carga hidráulica y fue utilizado como factor de diseño, no obstante este parámetro no incluye las características del afluente (sustrato) y por lo tanto fue cambiado por la carga orgánica como parámetro de mayor confiabilidad. La carga orgánica corresponde al contenido orgánico aplicado en un tiempo por unidad de superficie. La carga orgánica puede expresarse como la total o soluble para diferentes parámetros como DBO, DQO o COT. Para el caso donde se diseña un reactor para eliminación de nitrógeno amoniacal, la carga puede ser expresada como el contenido de  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  o NTK en el afluente. La carga orgánica es calculada como se muestra en la Ecuación 6.

$$CO = \frac{C \times Q}{A}$$

**Ecuación 6. Carga Orgánica**

Donde

- CO: Carga Orgánica (g DBO, DQO ó COT/m<sup>2</sup>.d)
- C: Concentración de carga orgánica del afluente (g/L)
- Q: Caudal del afluente (L/d)
- A: Área de los discos (m<sup>2</sup>)

Como se dijo anteriormente, las características del agua residual y la carga hidráulica son dos factores importantes en la operación del Biodiscos, sin embargo la utilización de la carga orgánica se hace conveniente debido a que combina el efecto de las dos anteriores.

La carga orgánica puede definirse de factores de diseño ya establecidos por varios autores (véase Tabla 9), sin embargo la forma más confiable de fijar la carga orgánica es mediante un estudio a escala piloto o laboratorio. Esto se lleva a cabo variando la carga orgánica (mediante dilución y/o aumento de caudal) y se determina su respectiva eficiencia de remoción (en DBO, DQO, COT,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  o NTK). La carga óptima se alcanza en el rango donde se obtenga mayores eficiencias de remoción.

Operar el reactor Biodiscos a baja carga orgánica puede perjudicar el buen desarrollo de la biopelícula al no haber suficiente sustrato para la biomasa. Además, diseñar el reactor con una carga orgánica baja es ineficiente económicamente pues se estaría operando un reactor con más área (discos) de la necesaria y por ende el costo de construcción sería mayor y se incurre a mayores costos en su operación por un consumo más alto de energía para el giro de los discos. Cargas orgánicas muy altas pueden generar problemas por sobrecargas,

las cuales pueden disminuir el nivel del oxígeno disuelto especialmente en la primera etapa y desarrollar condiciones anaerobias, generación de olores y excesivo crecimiento de microorganismos no deseados. Este último aspecto será más detallado en los PROBLEMAS OPERACIONALES en el numeral 3.2.8.1 Biopelícula blanca.

#### **3.2.6.4 Oxígeno Disuelto (OD)**

Teniendo en cuenta que este sistema es de tipo aerobio, el oxígeno disuelto es primordial para el desarrollo de los procesos biológicos. La transferencia de oxígeno del aire al Biodiscos puede darse por tres vías:

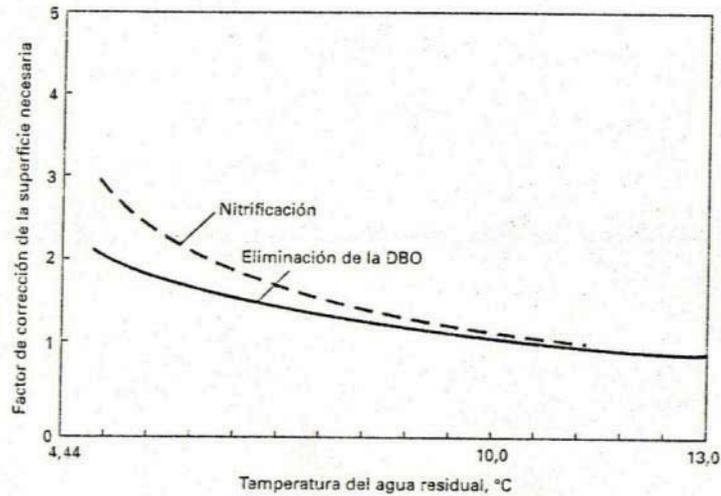
- Absorción de oxígeno en la película líquida sobre la superficie de la biopelícula cuando está expuesta a la atmósfera
- Inyección directa de oxígeno en la interface aire – agua
- Absorción directa de oxígeno a los microorganismos durante la exposición al aire. (Cortez et al, 2008)

El oxígeno disuelto es utilizado para la oxidación de la materia orgánica carbonosa y para la nitrificación. Para llevar a cabo las reacciones bioquímicas es necesario garantizar una cantidad de oxígeno suficiente para los procesos aerobios, los cuales se presenta con un oxígeno disuelto mayor a 0.5 mg/L (Romero Rojas, 2008)

#### **3.2.6.5 Temperatura y pH**

La temperatura influye en el desempeño del reactor debido a la afectación que puede ocurrir en los procesos biológicos. Un incremento de temperatura puede aumentar la actividad microbiana y por ende aumenta la tasa de remoción de contaminantes. Cuando la temperatura está por debajo de 13°C los procesos de remoción de carbono y Nitrógeno se ven muy afectados y por lo tanto se debe aplicar un factor de corrección de la superficie necesaria de Discos para contrarrestar ese efecto, el cual se muestra en la Figura 5. Aunque el aumento de temperatura contribuye a la actividad microbiológica, la temperatura no puede ser muy alta porque afecta la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua y puede ser factor limitante para el proceso microbiológico.

Figura 5. Factor de corrección a la superficie necesaria de discos a una temperatura menor a 13°C (55°F)



Fuente: (Metcalf y Eddy, 1996)

El pH es otro factor importante en el desempeño del reactor teniendo en cuenta que interviene en el desarrollo de las comunidades biológicas. La mayoría de las bacterias no toleran pH más bajos de 4.0 y superiores a 9.5. En general, el pH óptimo para el crecimiento bacteriano se sitúa entre 6.5 y 7.5 (Metcalf y Eddy, 1996). Para garantizar un pH estable es necesario que se tenga contenido amortiguador (buffer) en el agua para que no perjudique la actividad microbiológica, por tal motivo se debe analizar dentro del reactor la alcalinidad pues muestra la capacidad de neutralizar ácidos en el agua.

### 3.2.6.6 Etapas

Las etapas consisten en subdivisiones que se le instalan al reactor mediante baffles o separando el volumen del reactor en diferentes tanques con el propósito de distribuir el material de soporte (discos). Conforme como el agua recorre el reactor, cada etapa recibe una carga orgánica menor a la etapa anterior debido a la depuración o tratamiento continuo. Esta situación promueve el establecimiento de diferentes condiciones en cada etapa (carga orgánica, pH, oxígeno disuelto) y contribuyen al desarrollo de diferentes tipos de microorganismos (Metcalf y Eddy, 1996).

Es recomendado dividir el reactor de Biodiscos en etapas cuando se tiene altas cargas orgánicas y para maximizar la remoción de carbono y nitrógeno amoniacal. Además, un reactor construido mediante etapas mitiga los efectos de cargas choque que puedan ocurrir en su operación.

Antonie (1976), citado por Castillo y Vivas (1996) señala que, al experimentar con 2 unidades de Biodiscos de igual área superficial total, una dividida en 2 etapas y la otra en 4, se obtuvo una remoción del 85% de DBO para la de más etapas mientras que la otra eliminó el 75%.

Se sugiere que el reactor de Biodiscos sea diseñado y operado con 3 etapas. Pero para la remoción conjunta de DBO y  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  se recomienda instalar 4 etapas como mínimo (Tabla 9).

### 3.2.6.7 Velocidad de rotación de los discos

La velocidad de rotación es un parámetro importante debido a que la transferencia del oxígeno en el agua está en función del giro (Di Palma L. y Verdone, 2008), de igual manera la velocidad de rotación afecta la transferencia de nutrientes a la biopelícula y por ende afecta las tasas de remoción.

A mayor velocidad de giro se obtiene mayor oxigenación y mayores tasas de remoción, no obstante la rotación del disco no puede exceder una velocidad lineal de 0.33 m/s porque el esfuerzo cortante del agua y la turbulencia puede provocar el desprendimiento descontrolado de la biopelícula adherida al disco (Castillo y Vivas, 1996), además aumenta los costos operativos al consumirse mayor energía de la necesaria.

### 3.2.6.8 Biopelícula (biofilm)

El conocimiento de la biopelícula se hace fundamental, pues la función de ésta es remover las sustancias contaminantes del agua residual. Conocer las características de la biopelícula como su color, su aspecto, espesor y su constitución se hace ineludible pues dependiendo de estos factores se puede inferir su desempeño y se pueden establecer correctivos para optimizar los procesos biológicos tendientes a la mejora de eficiencias de remoción. En la sección 3.3.2 se explican todas las características inherentes a la biopelícula.

## 3.2.7 CRITERIOS TÉCNICOS PARA DISEÑO DE BIODISCOS A ESCALA REAL Y A ESCALA REDUCIDA.

Además de considerarse los componentes del sistema de Biodiscos y los factores que afectan su operación, a continuación se describen los principales parámetros de diseño de los Biodiscos a escala real de acuerdo con varios autores:

Tabla 9. Características típicas para reactores de Biodiscos

Parámetro	(Romero Rojas, 2008)	(Metcalf y Eddy, 1996)*
Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)	0.8 – 1.2 h	1.5 – 4 h

Parámetro	(Romero Rojas, 2008)	(Metcalf y Eddy, 1996)*
<b>Carga Hidráulica</b>	0.02 – 0.10 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d	0.03 - 0.08 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
<b>Carga Orgánica</b>	12 – 20 g DBOsol/m <sup>2</sup> .d 30 - 40 g DBO/m <sup>2</sup> .d	2.45 – 7.35 g DBOsol/m <sup>2</sup> .d 7.35 – 14.7 g DBO/m <sup>2</sup> .d
<b>Longitud Eje</b>	< 7.5 m	< 8.23 m
<b>Diámetro Eje</b>	13 – 25 mm	
<b>Número de Etapas</b>	4 – 5	
<b>Diámetro de los Discos</b>	2 – 3.6 m	< 3.6 m
<b>Sumergencia de los Discos</b>	40%	
<b>Velocidad de Rotación</b>	1 – 2 RPM 0.2 – 0.3 m/s	

\* En el libro de Metcalf & Eddy (1996) se muestra los datos para diferentes niveles de tratamiento: Secundario, Nitrificación combinada y Nitrificación en etapas separadas. En esta tabla están consignados los datos referentes a la nitrificación combinada.

Con respecto a los parámetro de diseño a escala reducida (piloto o laboratorio), fue necesario conocer diferentes estudios donde se trabajó con Biodiscos con el objetivo de identificar algunas especificaciones técnicas, las cuales son importantes para la etapa del diseño y construcción del reactor en esta investigación. En la Tabla 10 se muestra las especificaciones de diseño obtenidas de diferentes estudios con Biodiscos.

Tabla 10. Resumen de las especificaciones técnicas de diseño para Biodiscos a pequeña escala

Agua a tratar	Caudal (ml/min)	No. de etapas	No. de discos por etapa	No. de discos totales	Ø disco (m)	Espesor disco (mm)	% de Área sumergida del Disco	Veloc. discos (RPM)	Material Disco	Vol. Tanque (L)	Autores
Agua sintética con metales pesados	6,9 - 55,5	1	14	14	0,25	3	40%	10	Poliestireno	10	(Costley y Wallis, 2000)
Agua sintética con concentraciones salinas		2	20	40	0,2		40%	5	Polipropileno	9,5	(Kargi y Dincer, 1999)
Lixiviado	1,25 - 4,21	4	12	48	0,29	5		7	corrugado		(Borzacconi et al, 1996)
Lixiviado				48	0,3			5,5	Lijados	60	(Álvarez y Suárez, 2006)
Lixiviado	13,9	4	10	40	0,3		40%	6	Acetato perforado	20	(Castillo et al, 2007)
Efluente Doméstico		3	5	15	0,5	4	47%	12	corrugado	19,5	(Ayoub et al, 2004)
Efluente Industria Cárnica	5,2			50	0,18	3	40%	2,5	plástico corrugado	9,7	(Behling et al, 2003a)
Agua residual con orina	4,2	4	10	40	0,3	5	40%	21		43,18	(Rana y Khare, 2002)
Agua residual con fenol y sulfocianuro		4	15	60	0,4	3		1 - 24	Poliestireno		(Banerjee, 1996)
Agua Residual Industrial	50	4	7	28	0,25	2	40%	4	Acetato	12,2	(Diez y Gómez, 1999)

### 3.2.8 PROBLEMAS OPERACIONALES

En este numeral se encontrará algunos de los problemas más comunes asociados a la operación de los Biodiscos, basado en el libro de operaciones de plantas de agua residuales de Spellman (2003).

#### 3.2.8.1 **Biopelícula blanca**

La biopelícula blanca es un indicio de la presencia de microorganismos no deseados como la *Beggiatoa*. Ésta es una bacteria filamentosa autotrófica oxidante de azufre y se desarrolla cuando hay alta concentración de sulfuros, bajos niveles de oxígeno disuelto y sobrecarga en la primera etapa. Como estos se desarrollan en la biopelícula, compiten con los organismos heterótrofos que degradan la DBO, y por lo tanto bajan las eficiencias de remoción (Romero Rojas, 2008). Además este tipo de microorganismos pueden proveer nutrientes para la formación de Bacterias Sulfato Reductoras (BRS) (Mba, 2003). Cuando las BRS se desarrollan, se empieza a generar ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ) debido al proceso de reducción de sulfatos y por ende se pueden producir olores molestos para la planta y la comunidad circundante.

Para corregir este problema es necesario aumentar las tasas de aireación en el reactor, disminuir la carga orgánica aplicada, ajustar o eliminar la división entre la etapa 1 y 2 para incrementar el área superficial disponible para la primera etapa y/o agregar nitrato de sodio ( $NaNO_3$ ) o Peróxido de hidrógeno al afluente (Spellman, 2003; Cortez et al, 2008). En un estudio realizado, también se pudo controlar el crecimiento de *Beggiatoa* distribuyendo el afluente en varias etapas del reactor (step-feed). De esta manera se aumentó el OD en la primera etapa y se evitaron condiciones de sobrecarga (Ayoub et al, 2004).

#### 3.2.8.2 **Desprendimiento descontrolado de biopelícula**

El desprendimiento de la biopelícula se presenta por condiciones ambientales adversas para el desarrollo de la comunidad microbiológica como variaciones extremas de pH y entrada de sustancias tóxicas. Para evitar estos inconvenientes, se debe controlar la entrada de tóxicos, controlar las variaciones de pH mediante sustancias neutralizadoras o amortiguadoras y balancear la entrada de flujo.

En caso de que las causas no sean por las anteriormente descritas, debe observarse si el desprendimiento de la biopelícula se está presentado por el giro rápido de los discos, en caso de ser así, debe reducirse un poco la rotación para evitar el problema.

### 3.2.8.3 *Acumulación excesiva de sólidos en el reactor*

Este problema es causado por un inadecuado pretratamiento. Teniendo en cuenta que el reactor de Biodiscos es un tratamiento secundario, el agua residual debe haber pasado previamente por un sistema de cribado, una desarenación y un sistema primario que remueven sólidos suspendidos de volumen y peso considerable, por lo tanto se deben tomar acciones de mejoras en estos sistemas previos.

### 3.2.8.4 *Problemas mecánicos*

Existen diversos problemas mecánicos, los cuales están asociados a reactores a escala real. Estos serán incluidos dentro del Anexo 11.2.

### 3.2.9 ESTADO DEL ARTE (ESTUDIOS Y APLICACIONES CON BIODISCOS)

Como se comentó anteriormente, los RBC son sistemas biológicos y su función es remover los componentes orgánicos biodegradables, por lo tanto, pueden ser implementados para la depuración de aguas residuales domésticas o industriales con alta biodegradabilidad la cual se determina mediante la relación  $DBO_5/DQO$ . Si la relación  $DBO_5/DQO$  es mayor a 0.5 significa que hay alta biodegradabilidad. De acuerdo con lo considerado por Metcalf y Eddy (1996), la  $DBO_5$  generalmente corresponde entre el 60 y 70% de la demanda de Oxígeno de todos los compuestos biodegradables (es decir, la  $DBO_{total}$  o  $DBO_u$ ). Esto significa que si la  $DBO_5/DQO$  es mayor 0.5, la relación  $DBO_u/DQO$  es mayor a 0.75 lo que evidencia que la mayoría de los componentes orgánicos son biodegradables y pueden ser depurados mediante vía biológica. Teniendo en cuenta lo anterior, para este caso, los lixiviados pueden ser tratados mediante Biodiscos siempre y cuando el relleno esté en operación, pues en esta época se presenta la fase acidogénica y se generan contenidos de ácidos grasos volátiles de alta biodegradabilidad (véase 3.1.2.1 Edad del Relleno). A continuación se hará una reseña por los principales estudios relacionados con tratamientos mediante los Biodiscos.

- Con respecto al tratamiento de **agua residual doméstica**, se hizo un estudio comparativo entre 4 sistemas (humedal superficial, humedal subsuperficial horizontal, Biodiscos y filtro empacado). Para el caso de los Biodiscos, se obtuvo remoción de DQO mayor al 75%, 80% en SST, 40% en nitrógeno total, 41% en fósforo total, y remoción de coliformes totales en 2.6log (Fountoulakis et al, 2009). En otro estudio se evaluó la eficiencia de remoción de  $DBO_5$ , DQO,  $DQO_{soluble}$ , SST,  $NH_4^+-N$  y NTK. Se obtuvo

remociones en promedio de 85.8%, 82.3%, 84.7%, 63.2%, 92.8% y 85% respectivamente (Hiras et al, 2004).

- En otro artículo se publicó los resultados de la implementación de un tratamiento en conjunto de **aguas residuales domésticas** y de una **industria papelera** mediante un reactor de Biodiscos con un caudal de 9.5 L/s, alcanzándose remociones mayores al 95% en DBO, DQO y SST (Castillo y Vivas, 1996).
- Para el caso de la **industria de enlatados de comida**, se llevó a cabo un estudio donde se trató el agua residual con una  $DBO_{\text{última}}$  ó  $DBO_{\text{total}}$  de 6349 mg/L, con una remoción del 96.4%. También se evaluó el comportamiento de la eficiencia con respecto a las variaciones de la velocidad del giro y del porcentaje de sumergencia del disco. Los resultados óptimos se obtuvieron a una velocidad de giro de 11 RPM y 36% de área sumergida de disco (Najafpour et al, 2006).
- Igualmente se ha hecho estudios con efluentes de la **industria cárnica** con una DQO de 12250 mg/L, alcanzándose remociones del 92% en DQO para una carga orgánica superficial de 7.7 g DQO/m<sup>2</sup>.d y se evidenció nitrificación del proceso (Behling et al, 2003c). En otro estudio se trató un efluente del mismo tipo de industria en Turquía, que contenía una DQO aproximada a 3000 mg/L y se obtuvo remociones del 79%. Se removió también sólidos totales en un 50% (Oguz y Oguz, 1993).
- En el mismo estudio de Behling et al (2003), también se trató efluentes de la **industria petrolera**, el cual se obtuvo una remoción de DQO de  $76.1 \pm 5.9\%$  para cargas orgánicas de  $2,04 \pm 0.27$  g DQO/m<sup>2</sup>.d
- En otro estudio del mismo autor, se trató un **efluente sintético de glucosa y fenol**. Se obtuvieron remociones de DQO por encima del 97% (Behling et al, 2005).
- En otra investigación con aguas sintéticas, se trató **aguas con contenidos de metales pesados**. Se obtuvo remociones de Cadmio, Cobre y Zinc en 34%, 85% y 57% respectivamente (Costley y Wallis, 2000).
- En otro estudio se trató **agua sintética con contenidos de fenol y sulfocianuro (tóxicos)**. Se removió cada uno de estos compuestos en 95% y 85% respectivamente, operado a una temperatura de 18 a 21°C, una carga de  $4.4 \pm 0.2$  g de fenol/m<sup>2</sup>.d y  $1.30 \pm 0.25$  g de sulfocianuro/m<sup>2</sup>.d a una velocidad rotacional óptima de 10 a 20 RPM (Banerjee, 1996).
- Otro tipo de estudio es el que se llevó a cabo para el tratamiento de efluente de la **industria minera** con altos contenidos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N. Se ha demostrado que los Biodiscos pueden alcanzar altos porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal por procesos de nitrificación (> 95%). Igualmente se ha aplicado este sistema para el tratamiento de aguas residuales ácidas de la minería que poseen hierro, mediante la oxidación

de  $\text{Fe}^{2+}$  a  $\text{Fe}^{3+}$  para su posterior precipitación y recuperación. Se ha utilizado también para la degradación en conjunto de cianuro, sulfocianuro y nitrógeno amoniacal con remociones por encima del 95%. Para la industria metalúrgica del zinc (hidrometalurgia) se genera efluentes con contenido de Selenio, el cual se pudo remover mediante la reducción del metal a su estado elemental con eficiencias mayores al 90%. También se evaluó el tratamiento de efluentes con contenidos de oxalato (tóxico) generados en la extracción del mineral bauxita obteniéndose buenos resultados, lo que demostró la viabilidad de implementar los Biodiscos como sistema de tratamiento para la degradación de oxalato (Kapoor et al, 2003).

En la Tabla 11 se agrupa diferentes estudios llevados a cabo a pequeña escala y a escala real de las eficiencias obtenidas para diferentes tipos de aguas residuales. Existen otro tipo de aplicaciones con Biodiscos, los cuales son citados en revisiones bibliográficas como la de Cortez et al. (2008).

Tabla 11. Compendio de diferentes estudios con remociones de contaminantes

Tipo de AR	Tamaño	REMOCIONES %					Autor
		DQO	DBO	NTK	SST	Fósforo	
<b>Industria Papelera</b>	Pequeña Escala	85,3%	97,5%		88,2%		(Dautant y López, 1997)
<b>Industria Papelera</b>	Escala Real	90,0%	96,0%				(Dautant y López, 1997)
<b>Lixiviado</b>	Pequeña Escala	70,0%					(Castillo et al, 2007)
<b>Lixiviado</b>	Pequeña Escala	90,0%					(Borzacconi et al, 1996)
<b>Lixiviado</b>	Pequeña Escala	75,9%					(Álvarez y Suárez, 2006)
<b>Lixiviado Maduro</b>	Escala Real	16%	86%	85%	0%		(Moghaghbab, 1997)
<b>Industria Cárnica</b>	Pequeña Escala	92,0%		63,1%			(Behling et al, 2003a)
<b>Industria Petrolera</b>	Pequeña Escala	76,1%					(Behling et al, 2003b)
<b>Industria Cárnica</b>	Pequeña Escala	87,9%					(Behling et al, 2003b)
<b>Industria Cárnica</b>	Pequeña Escala	79,0%	80,0%		61,0%		(Oguz y Oguz, 1993)
<b>Industria Minera</b>	Escala Real			95 - 99%			(Kapoor et al, 2003)
<b>Industria Minera</b>	Pequeña Escala			95,0%			(Kapoor et al, 2003)
<b>Industria de Producción de explosivos</b>	Pequeña Escala	87,4%	97,8%	30,5%		25,6%	(Burrows et al, 1986)
<b>ARD</b>	Pequeña Escala	75%		40%	80%	41%	(Fountoulakis et al, 2009)
<b>ARD</b>	Pequeña Escala	77%		31%			(Tawfik et al, 2006)
<b>ARD</b>	Pequeña Escala	82,30%	85,80%	85%	63,20%	3,3%	(Hiras et al, 2004)
<b>Industria de enlatados de comida</b>	Pequeña Escala		96,40%				(Najafpour et al, 2006)

### 3.3 PROCESOS BIOQUÍMICOS

Considerando que el Biodiscos es un sistema biológico, es necesario explicar el funcionamiento y las características de los procesos bioquímicos que ocurren dentro del reactor, pues mediante esta vía se ejecuta la degradación de los compuestos orgánicos y se hace control del sistema de tratamiento. Para ello, en esta sección se describirá inicialmente el rol que juega los microorganismos dentro del proceso aerobio, describiendo los grupos principales que intervienen en el tratamiento biológico. Además de acuerdo con el literal c) de la sección 3.1.3.1 (Tratamientos Convencionales.) se cataloga el reactor de Biodiscos como un Sistema Aerobio de Crecimiento Adherido y por lo tanto se hace necesario comprender el desarrollo y funcionamiento de la biopelícula. Posteriormente se describen cada uno de los procesos involucrados para la remoción de Carbono, Nitrógeno y Fósforo, los cuales son los principales objetivos del tratamiento biológico.

#### 3.3.1 COMUNIDADES MICROBIOLÓGICAS

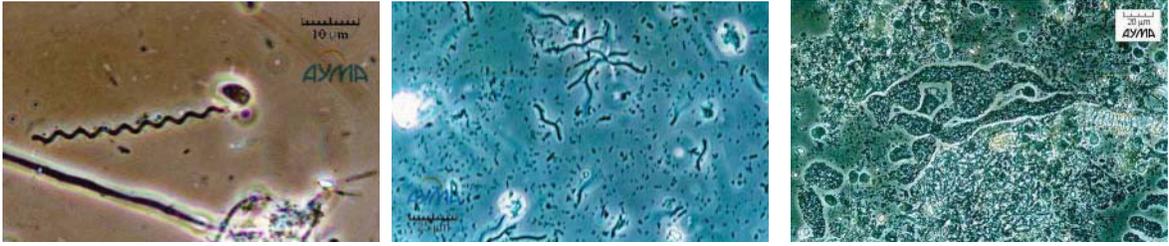
Los microorganismos pueden obtener energía de diferentes componentes. Los microorganismos que se encargan de remover el Carbono, Nitrógeno y Fósforo del agua residual son llamados **Organismos Quimiótrofos**, es decir, organismos que obtienen energía a partir de reacciones químicas como la oxidación de compuestos orgánicos (Organismos Quimioheterótrofos) o inorgánicos (Organismos Quimioautótrofos) (Metcalf y Eddy, 1996).

Los principales organismos que intervienen en un proceso biológico son:

##### 3.3.1.1 **Bacterias**

Las bacterias son organismos procariotas. El interior de la célula contiene una suspensión coloidal de proteínas, carbohidratos y otros compuestos orgánicos complejos, la cual se llama citoplasma. Dentro del citoplasma posee ácido ribonucleico (ARN) el cual cumple la función de síntesis de proteínas. También posee ácido desoxirribonucleico (ADN), el cual contiene toda la información necesaria para la reproducción de todos los componentes de la célula (Metcalf y Eddy, 1996). Su tamaño oscila entre 0,5 y 5  $\mu\text{m}$ . Son los organismos más importantes en el sistema aerobio porque se desarrollan bien en el sistema y son excelentes oxidadores de la materia orgánica (Romero Rojas, 2008). Ejemplo de ellos son: *Gallionella sp.*, *Spirillum sp.*, *Spirochaeta sp.*, *Thiopedia sp.*, *Zooglea ramígera*.

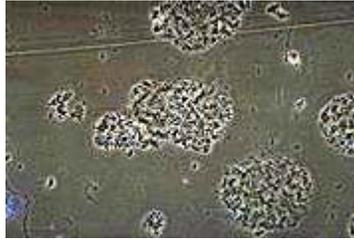
Ilustración 7. Bacterias: *Spirochaeta sp.* (izq), *Spirillum sp.*(centro) , *Zooglea ramígera* (der)



Fuente: (AYMA, 1999)

Una característica importante de algunas bacterias es su capacidad de flocular. Los flóculos que se forman están constituidos por bacterias unidas unas a otras y también por partículas orgánicas e inorgánicas (Ilustración 8). Gracias a la formación de estos flóculos, pueden ser retenidos en la unidad de sedimentación secundaria y de esta manera se obtiene un efluente final más transparente y de mejor calidad.

Ilustración 8. Flóculos generados en el tratamiento biológico



Fuente: (Vilaseca, 2001)

### 3.3.1.2 Bacterias Filamentosas

Existe otro tipo de bacterias y deben ser explicadas por separado por sus características especiales. Aunque la mayor parte de las bacterias que depuran el agua residual en el tratamiento biológico tiene forma unicelular, hay algunos microorganismos que presentan sucesiones celulares que parecen filamentos, las cuales son llamadas bacterias filamentosas (Olivares, 2007).

Las bacterias filamentosas se clasifican principalmente por su género y especie, sin embargo hay casos donde se utiliza una denominación alfanumérica. Algunas bacterias filamentosas encontradas en los reactores de Biodiscos son: *Beggiatoa sp.*, *Sphaerotilus natans*, *Tipo 0041*, *Tipo 1701*, *Nocardia sp.*, *Tipo 021N*. (Romero Rojas, 2008). Otros ejemplos de bacterias filamentosas: *Microthrix*

*parvicella*, *Nostocoida limícola II*, *Nostocoida limícola III*, *Streptococcus sp.*, *Thiothrix I*, *Thiothrix II*, Tipo 0092, Tipo 0914, Tipo 1863 (AYMA, 1999).

Son bacterias que degradan muy bien los compuestos orgánicos. En pequeñas cantidades son bastante buenos para la biomasa, ya que ellos pueden dar estabilidad y servir de soporte para la estructura de los flóculos, evitando que haya desprendimiento del floc por turbulencia, aireación o por cualquier otro factor (Environmental Leverage Inc, 2003). No obstante en grandes cantidades pueden causar problemas, puesto que ellos forman estructuras abiertas y/o difusas que al no estar cubiertas de bacterias y partículas puede disminuir la sedimentabilidad del floc y del lodo, por lo tanto no es retenido en el sedimentador secundario y sale por el efluente deteriorando la calidad del agua. A este inconveniente se le llama **Bulking**, y se presenta con mayor frecuencia en sistemas de lodos activados.

Específicamente en los reactores de Biodiscos puede presentarse crecimiento de *Beggiatoa*, siendo éste un organismo no deseado en la operación. Las causas de su desarrollo y la forma de controlarlo se describe en la sección PROBLEMAS OPERACIONALES de los Biodiscos en el numeral 3.2.8.1 (Biopelícula blanca)

Ilustración 9. Bacterias filamentosas. *Beggiatoa sp* (izq), *Nocardia sp.* (centro), Tipo 0914 (der)



Fuente: (Environmental Leverage Inc, 2003)

Fuente:(AYMA, 1999)

### 3.3.1.3 Protozoos

Estos organismos son protistas unicelulares que pueden ser aerobios o anaerobios. Los protozoos se alimentan de bacterias y otros microorganismos, por lo tanto son muy importantes en el tratamiento biológico pues mejora la calidad del efluente (Romero Rojas, 2008).

Dentro de este grupo los más importantes son:

#### a) Amebas

Su característica principal es su medio de locomoción, la cual lo hacen por pseudópodos o falsos pies. Crecen bien sobre materia orgánica particulada y toleran niveles de oxígeno disuelto bajo. Dentro de las amebas podemos distinguir

las amebas desnudas que suelen estar relacionadas con cargas altas, y las amebas testáceas que pueden aparecer en instalaciones con buena nitrificación y carga orgánica baja. Su tamaño y forma varía de 10 a 200  $\mu\text{m}$  (Vilaseca, 2001).

Ilustración 10. Ameba desnuda (izq) y Ameba testácea (*Arcella hemisphaérica*) (der)

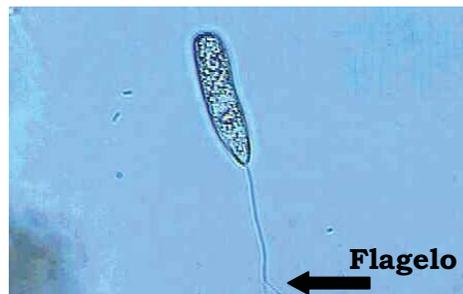


Fuente: (AYMA, 1999)

### **b) Flagelados**

Como su nombre lo dice, posee uno o más flagelos que se encargan del movimiento del organismo. Su presencia puede indicar niveles de DBO soluble altos. Los flagelados no son abundantes cuando el proceso de depuración funciona adecuadamente, además su presencia excesiva en un fango estable indica una baja oxigenación del mismo o un exceso de carga orgánica (Vilaseca, 2001). En un estudio realizado en Biodiscos se encontró *Peranema sp*, un flagelado heterótrofo (Martín-Cereceda et al, 2001). En otro estudio realizado con Biodiscos se encontraron los siguientes flagelados: *Bodo caudatus*, *bodo edax*, *bodo saltans*, *tetramitus pyriformis*, *trepomonas agilis*, *trepomonas rotans*, entre otras. (Rivera et al, 1988)

Ilustración 11. Flagelado



Fuente: (Environmental Leverage Inc, 2003)

### c) Ciliados

Este grupo es llamado así porque utiliza cilios (pequeñas estructuras móviles de longitud regular) para la locomoción y para llevar partículas de alimento a la boca. En varios estudios se ha demostrado que este grupo es el más abundante en plantas de Biodiscos (Rivera et al, 1988; Martín-Cereceda et al, 2001). Este grupo es dividido en tres subgrupos: Ciliados libres, reptantes y fijos o pedunculados (Bitton, 2005).

Los **ciliados libres** viven fundamentalmente en el agua libre, desplazándose y alimentándose de las bacterias dispersas en el medio. Tienen formas ovales, redondeadas, alargadas y pueden variar en tamaño 20-400  $\mu\text{m}$ . Ejemplo de ellos son *Chilodonella sp.*, *Coleps hirtus*, *Holophrya sp.*, *Litonotus sp.*, *Litonotus fasciola*, *Paradileptus sp.*, *Paramecium caudatum*, *Prorodon teres*, *Spirostomum sp.*, *Tetrahymena sp.*, *Trachellophyllum sp.*

Los **ciliados reptantes** se desplazan sobre las superficies y flóculos de lodos, alimentándose de las bacterias que encuentran a su paso. Presentan estructuras ciliares llamadas cirros (cilios que aparecen agrupados en tufos o mechones). También se desplazan libremente a través del agua libre. Los más importantes son *Aspidisca sp.*, *Euplotes*, *Oxytricha sp.*, *Parurosoma sp.*

Los **ciliados fijos o pedunculados** posee células que se fijan a sustratos mediante un pedúnculo, aunque existen también especies móviles. Se desarrollan de forma solitaria o formando colonias. Los individuos de este grupo se alimentan de bacterias. Ciliados fijos encontrados en estudios de Biodiscos están: *Carchesium sp.*, *Epistylis*, *Opercularia sp.*, *Vorticella*, *Zoothamnium sp.* (Martín-Cereceda et al, 2001)

Ilustración 12. Ciliado libre (*Paramecium caudatum*) (izq), Ciliado reptante (*Euplotes sp.*) (centro) y ciliado fijo (*Epistylis plicatilis*) (der)

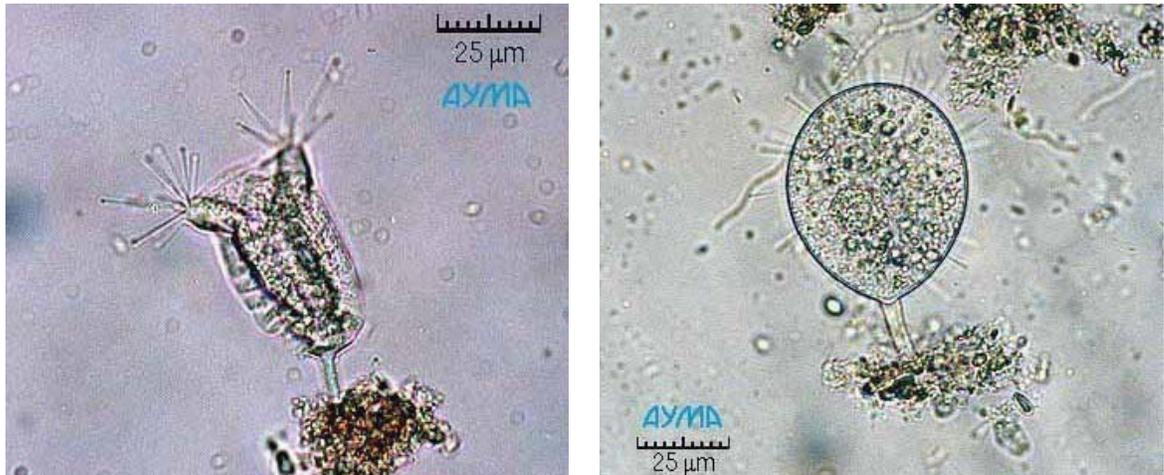


Fuente: (AYMA, 1999)

#### d) Suctores

Se caracterizan por poseer tentáculos al final de los cuales se hallan unos botones que se fijan a otros protozoos, disuelven la membrana y los vacían. Son organismos carnívoros que se alimentan de otros protozoos y pequeños metazoos. (AYMA, 1999; Vilaseca, 2001). Entre ellos están *Acineta tuberosa*, *Periacineta sp.*, *Podophyra fixa*.

Ilustración 13. Protozoos suctores: *Acineta tuberosa* (izq) y *Podophyra fixa* (der)



Fuente: (AYMA, 1999)

#### 3.3.1.4 Metazoos

Los metazoos son organismos pluricelulares. Su presencia en el tratamiento de agua residual es menor que la de los protozoos. Los dos grupos que se pueden encontrar son los Rotíferos y Nematodos.

#### a) Rotíferos

Estos organismos presentan un órgano rotatorio, con cilios, de movimiento giratorio, creando fuertes corrientes de agua que le sirven para captar su alimento. Los rotíferos frecuentemente se encuentran aferrados a partículas de floc en la superficie. Tienen diferentes formas y tamaños que pueden variar de 50 a 500 µm. Cumplen dos funciones muy importantes:

- Estos organismos ayudan a remover bacterias suspendidas (no floculadas) y otras partículas, favoreciendo a la clarificación del agua residual.

- Los rotíferos contribuyen a la formación del floc mediante la secreción de gránulos fecales rodeado de mucosa.

La presencia de este organismo indica un buen proceso de tratamiento porque necesitan de buenos niveles de oxígeno disuelto (mayor a 1 ppm de OD), bajos niveles de toxicidad e indican un bajo contenido de DBO en el agua (Bitton, 2005; Air Products, s.f). Ejemplos de rotíferos están: *Brachionus angularis*, *Cephalodella sp.*, *Colurella sp.*, *Filinia sp.*, *Keratella cochlearis*, *Lecane sp.*, *Philodina sp.*, *Platyas sp.*, *Polyarthra sp.*, *Rotaria rotatoria*, *Testudinella sp.*, *Trichotria pocillum*.

Ilustración 14. Rotíferos: *Philodina sp.* (izq) y *Lecane sp.* (der)



Fuente: (AYMA, 1999)

### **b) Nematodos**

Los nematodos son organismos pluricelulares de la clase Nematoda. Su tamaño oscila generalmente entre 100 y 500  $\mu\text{m}$ . Ellos poseen un cuerpo no segmentado de forma cilíndrica y cubierto por una cutícula. La mayor parte de los que aparecen son predadores de bacterias dispersas y protozoos, pero también pueden aparecer formas saprozoicas capaces de alimentarse de la materia orgánica disuelta e incluso de la materia de los flóculos (Vilaseca, 2001)

Pueden vivir en cualquier ambiente y pueden desarrollarse aún en condiciones anóxicas. La presencia de los nematodos es importante debido a que forma cavidades en la biopelícula cuando se mueve y de esta manera se mejora la difusión del oxígeno. También previene el crecimiento excesivo de la biopelícula y evita su obstrucción (Spellman, 2003; Salvado et al, 2004).

Ilustración 15. Nematodo



Fuente: (Air Products, s.f)

Los grupos microbiológicos más característicos dentro de un sistema de Biodiscos son los descritos anteriormente, sin embargo cabe destacar que dentro de la población microbiológica pueden existir también algas, crustáceos, hongos, y entre todos estos grupos componen la biopelícula que se genera en el material de soporte (discos).

### 3.3.2 BIOPELÍCULA

La **Biopelícula** o **biofilm** se puede definir de acuerdo con el concepto de diferentes autores citados por Welter et al (2004), como un ensamblado de microorganismos que está adosada a una superficie por medio de una matriz extracelular de polisacáridos fibrosos llamada Cápsula o Glicocálix. Las estructuras que forman estas microcolonias contienen canales por los que circulan los nutrientes. La distribución espacial de estos componentes principales dentro de la matriz de biofilm, así como sus propiedades (físicas, químicas y biológicas) influyen la actividad en el mismo y su relación con el ambiente acuoso inmediato. Además el biofilm es muy dinámico cambiando su composición y características en el tiempo, y constituye un modo de crecimiento protegido que permite la supervivencia de las bacterias en un medio hostil.

La biopelícula es el actor principal en el sistema de tratamiento, pues los microorganismos adheridos al soporte toman oxígeno de la atmósfera para la respiración y luego se encargan de la estabilización de la materia orgánica cuando la biopelícula se sumerge.

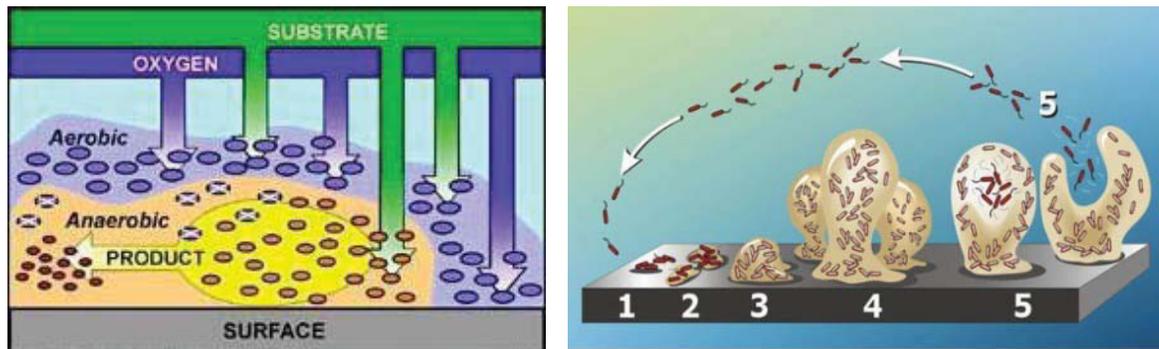
### 3.3.2.1 Formación de la biopelícula

Existen diferentes teorías sobre la formación de la biopelícula, no obstante, en este trabajo se cita la teoría propuesta por Notermans, et al (1991), la cual indica la formación de la biopelícula en tres etapas:

1. Fijación de la bacteria
2. Consolidación de la bacteria en la superficie. En esta etapa ocurre la producción de material extracelular (glicocálix) que facilita la fijación de los microorganismos y evita que sean removidas por el flujo de agua.
3. Colonización y crecimiento de la bacteria (Barros de Macêdo, 2000).

Cuando se tiene desarrollada la biopelícula y su espesor se empieza a incrementar, el oxígeno disuelto no es capaz de llegar hasta el fondo y por lo tanto los microorganismos de la capa inferior podrían cambiar alternativamente adaptándose a las nuevas condiciones desarrolladas de anaerobiosis (Figura 6 izquierda) (Cortez et al, 2008). El crecimiento de la biopelícula continúa hasta que llega un momento en que no reciben más oxígeno las capas profundas entonces se produce el desprendimiento de la biomasa, influenciado por el giro del disco y el esfuerzo cortante del agua (Figura 6 derecha). Después de dicho acontecimiento comenzará la formación de una nueva película y así indefinidamente (Welter et al, 2004).

Figura 6. Difusión de sustrato - oxígeno (izq) y etapas de desarrollo de una biopelícula (der)



Fuente: (Biosurface Technologies Corp, 2004)

Fuente: (Davies, s.f)

La naturaleza del soporte es otro factor importante para la formación de la biopelícula, especialmente por el Balance entre cargas eléctricas resultantes en la superficie y la rugosidad superficial, siendo la rugosidad un requisito para la elección del material del disco tal como se discutió en la sección 3.2.5.2 (Medio de Soporte (Discos)).

### 3.3.2.2 *Composición Microbiológica de la Biopelícula*

La Biopelícula desarrollada en los Biodiscos está compuesta por una compleja y diversa comunidad que incluye bacterias procariotas, bacterias filamentosas, protozoos y metazoos. Su composición está profundamente ligada a las condiciones ambientales que presenta la biopelícula. Factores como pH, temperatura, Oxígeno Disuelto, carga orgánica son determinantes para el desarrollo de algunas especies microbiológicas y la inhibición de otras. Es por este motivo que el reactor de Biodiscos es dividido en etapas para favorecer el crecimiento de diferentes especies dependiendo de las condiciones ambientales que se presentan en cada una de ellas.

Kinner and Curds (1989), establece que la sucesión de microorganismos en las etapas de un Biodiscos es similar a lo observado en un proceso de lodos activados. Primero inicia la colonización bacteriana, seguido por protozoos flagelados y pequeñas amebas, posteriormente ciliados libres bacterióvoros (ejm, *Colpidium*), luego nematodos, ciliados fijos (ejm, *vorticella*) y termina en los rotíferos (Bitton, 2005). Al igual como en cualquier ecosistema se presenta interacciones entre la comunidad biológica (en este caso entre los microorganismos) tales como competición, predación, parasitismo, comensalismo y mutualismo, los cuales definen la diversidad y dominancia de las especies (Welter et al, 2004).

En las primeras etapas de un Biodiscos se remueve principalmente los compuestos orgánicos (remoción de DBO) mientras que las etapas donde ya se ha reducido significativamente la DBO, se empieza a remover  $\text{NH}_4$  por procesos de nitrificación. El desempeño de los Biodiscos en la remoción de estos compuestos es afectado negativamente por niveles bajos de oxígeno disuelto y de pH (Bitton, 2005).

### 3.3.2.3 *Propiedades de la biopelícula*

Existen diferentes propiedades físicas y químicas en la biopelícula, las cuales serán descritas a continuación:

#### **a) Físicas**

Entre las propiedades físicas se destacan:

- Color: El color de la biopelícula varía de acuerdo del tipo de microorganismos desarrollados. En las primeras etapas se presenta una biopelícula de color gris o gris amarronado, el cual es indicativo de biomasa removedora de materia orgánica carbonososa. En las etapas

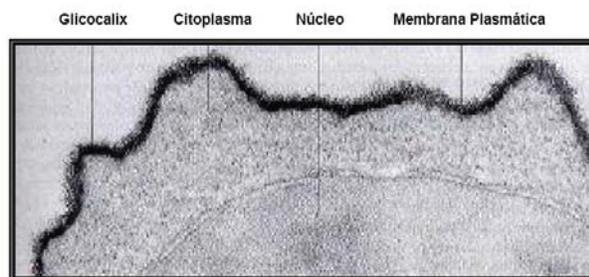
posteriores la biopelícula presenta un color amarronado o rojizo amarronado, característica de la predominancia de microorganismos nitrificantes. (Grady C. P. L. Jr. et al, 1999; Welter et al, 2004)

- **Densidad:** La bibliografía cita densidades desde  $8.14 \text{ mg/cm}^3$  a  $200 \text{ mg/cm}^3$ . Para que se pueda considerar una biopelícula, según Andrade (1998) afirma que es necesario un mínimo de  $10^7$  células adheridas por  $\text{cm}^2$ , en cuenta a Ronner y Wong (1993) y Wirtanen et al. (1996) consideran como biopelícula un número de células de  $10^5$  y  $10^3$  por  $\text{cm}^2$  respectivamente (Barros de Macêdo, 2000).
- **Espesor:** En un estudio realizado con la biopelícula, indica que cuando se puso en funcionamiento un reactor de Biodiscos en un plazo de una a cuatro semanas se formó una biopelícula con un espesor de 1 a 4 mm (Kinner et al, 1983). Alleman et al. (1982) afirma que en las primeras etapas donde la concentración de materia orgánica es alta se obtiene una biopelícula de mayor espesor y va disminuyendo hasta las etapas posteriores donde también disminuye el contenido orgánico (Welter et al, 2004).

### **b) Químicas**

Las propiedades químicas tienen que ver principalmente con el proceso de adsorción bacteriana al soporte. Welter et al (2004) establece que inicialmente la célula bacteriana se mantiene unida a la superficie gracias a los enlaces débiles intermoleculares, que resultan de las fuerzas entre la célula y el soporte, incluyendo: fuerzas de London – Van der Waals, interacciones electrostáticas, interacciones estéricas y puentes poliméricos. Posteriormente se consolida con la formación del glicocálix producida por las bacterias (Figura 7)(Welter et al, 2004).

**Figura 7. Glicocálix en las bacterias**



Fuente: (Welter et al, 2004)

### 3.3.3 MATERIA ORGÁNICA CARBONOSA

Generalmente, el principal objetivo de los tratamientos biológicos es la remoción de compuestos orgánicos que se lleva a cabo mediante microorganismos quimioheterótrofos. El impacto ambiental a controlar con la remoción de estos componentes es evitar la disminución de los niveles de oxígeno disuelto causado por la descomposición de la materia orgánica en las fuentes hídricas, lo cual a su vez deteriora la flora y fauna acuática.

#### 3.3.3.1 *Medición de la Materia Orgánica*

La materia orgánica carbonosa del agua es medida como Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Carbono Orgánico Total (COT), siendo los dos primeros los más utilizados.

##### **a) Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

La DBO es la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar la materia orgánica biodegradable en condiciones aerobias. La DBO es el parámetro más usado para medir la calidad de aguas residuales y superficiales, para diseñar unidades de tratamiento biológico y evaluar sus eficiencias y fijar cargas permisibles en fuentes receptoras (Romero Rojas, 2008).

Usualmente se mide la DBO a los 5 días ( $DBO_5$ ), la cual representa gran parte del contenido de la materia orgánica carbonosa, sin embargo suele medirse también la DBO a los 20 días ( $DBO_{20}$ ) la cual representa también el contenido de material orgánico Nitrogenado (DBO nitrogenácea). Matemáticamente, la DBO carbonosa en cualquier tiempo  $t$  es:

$$y = L (1 - e^{-Kt}) \text{ ó } DBO_t = L (1 - e^{-Kt})$$

**Ecuación 7. Expresión matemática para la DBO.**

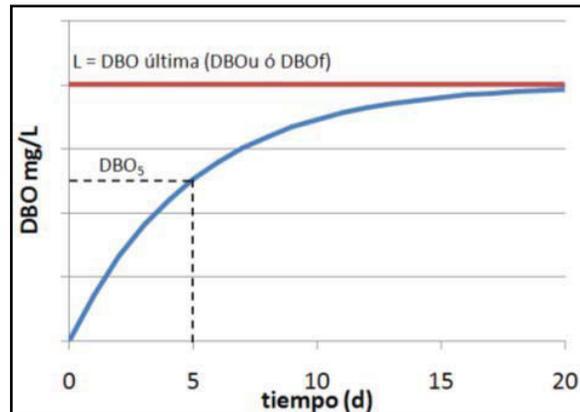
Donde

$y$ ó $DBO_t$ :	La DBO ejercida por el agua después de un tiempo $t$ (mg/L)
$L$ :	DBO última (se refiere a todo el material orgánico biodegradable contenido en el agua) (mg/L)
$K$ :	Constante de velocidad de reacción de la DBO ( $d^{-1}$ )
$T$ :	Tiempo de reacción (d).

La  $DBO_5$  se representa como  $y = L (1 - e^{-5K})$ .

Gráficamente la Ecuación 7 se puede representar de la siguiente manera:

Figura 8. Curva característica de DBO, por oxidación de materias con carbono orgánico.



Fuente: (Ramalho, 1993)

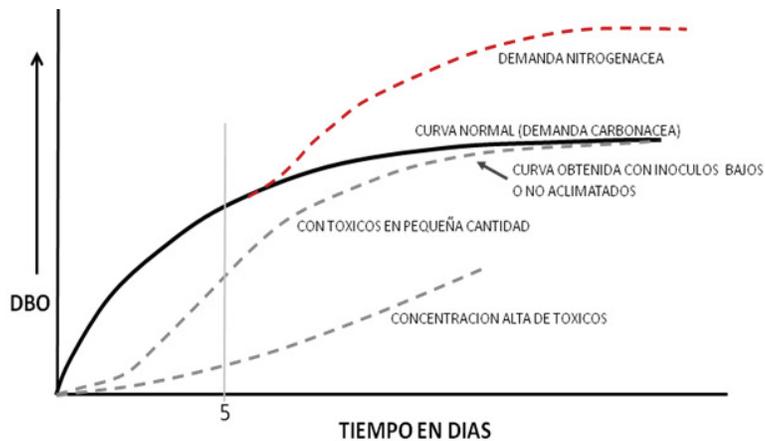
La medición de la DBO consiste en llenar con muestra, hasta rebosar, un frasco hermético e incubarlo a la temperatura establecida durante los días de muestreo (si es  $DBO_5$ , son 5 días de incubación). El oxígeno disuelto se mide antes y después de la incubación y la DBO se calcula mediante la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el final (APHA et al, 1998).

Aunque es ampliamente utilizada esta prueba, hay que tener en cuenta que existen una serie de limitaciones que pueden hacer variar los resultados de la DBO. A continuación se discuten esas limitaciones:

- Concentración de microorganismos en el inóculo: En general el inóculo puede oxidar la materia orgánica siguiendo varios patrones que responden a: La concentración de microorganismos, la adaptación a oxidar los compuestos orgánicos del agua residual y adaptación a la temperatura de incubación.
- Compuestos tóxicos en el agua: Iones de Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, As, CN, Hg y cloraminas inhiben o retardan la acción microbial, por lo tanto dichos componentes alteran los resultados de la DBO.  
La falta de microorganismo suficientes y la presencia de sustancias tóxicas resulta una curva de DBO con un período de detención, la cual se ilustra en la Figura 9
- La Nitrificación de compuestos nitrificables: Esta situación lleva a resultados más altos de la DBO, la cual muestra una desviación en la curva normal en la DBO (Figura 9). Para su control debe agregarse *2-cloro-6-(triclorometil) piridina* como agente inhibidor para la nitrificación (APHA et al, 1998).

- Presencia de algas en las botellas de DBO: Las algas sintetizan oxígeno en la luz y consumen oxígeno en la oscuridad para respiración y no consumen materia orgánica, por lo tanto su presencia altera los resultados en la DBO.
- La temperatura de incubación: El cambio de temperatura pueden causar variaciones en la velocidad con que se oxida la materia orgánica, por ellos las demandas serán más altas a temperaturas mayores. Por ello, la incubación debe llevarse a cabo a 20°C para evitar que haya variaciones de los resultados por esta variable (Cubillos, 1981).

Figura 9. Curvas de la DBO de acuerdo con diferentes limitaciones.

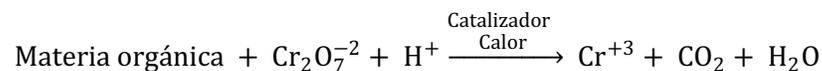


Fuente: Elaboración propia de acuerdo con (Cubillos, 1981)

### **b) Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

Se usa para medir el oxígeno equivalente a la materia orgánica oxidable químicamente mediante un agente químico oxidante fuerte, por lo general Dicromato de Potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ), en un medio ácido y a alta temperatura. Para la oxidación de ciertos compuestos orgánicos resistentes se requiere la ayuda de un catalizador como el sulfato de plata.

La reacción principal puede representarse de la siguiente manera:



Ecuación 8. Reacción de oxidación para la DQO.

Es una prueba muy utilizada pues se puede obtener resultados en sólo unas tres horas. En general se espera que la DQO sea aproximadamente a la DBO última,

pero existen varios factores que hacen que dicha afirmación no se cumpla. Dichos factores son:

- Muchos compuestos orgánicos por dicromato no son oxidables biológicamente
- Ciertos compuestos inorgánicos como los sulfuros, sulfitos, tiosulfatos, nitritos y hierro ferroso son oxidados por dicromato e introducen una DQO inorgánica en el resultado del ensayo.
- Ciertos compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos y la piridina no son oxidados por el dicromato.
- La interferencia más importante es el contenido de cloruros en el agua, puesto que también reacciona con el dicromato. Para controlar esta interferencia, debe adicionarse sulfato de mercurio ( $\text{HgSO}_4$ ) para que forme un complejo poco reactivo con los cloruros.
- El tiempo del reflujo debe ser siempre de dos horas, puesto que el resultado de la DQO está en función del tiempo de digestión (Romero Rojas, 2008).

Existen tres métodos para la determinación de la DQO: Método de reflujo abierto, método de reflujo cerrado Titulométrico y método de reflujo cerrado colorimétrico. Los métodos de reflujo cerrado son más económicos por usar menos cantidades de reactivos y por ende genera menos cantidades de residuos peligrosos. Para determinar contenidos de DQO por encima de 50 mg/L puede usarse cualquiera de los métodos enunciados. Para el caso de valores de DQO 5 a 50 mg/L se puede usar un procedimiento alternativo del método de reflujo cerrado Titulométrico. Todos estos métodos avalados por el Standard Methods (APHA et al, 1998).

### **c) *Carbono Orgánico Total (COT)***

El COT es otra manera de medir la contaminación por materia orgánica, especialmente indicado para pequeñas concentraciones. El ensayo se lleva a cabo inyectando una cantidad conocida de la muestra en un horno a alta temperatura o en un medio químicamente oxidante. En presencia de un catalizador, el carbono orgánico se oxida a dióxido de carbono, y la producción del gas se mide cuantitativamente (Metcalf y Eddy, 1996).

El COT puede medirse por 3 métodos: Método combustión – infrarrojo, Método oxidación persulfato – ultravioleta y Método de oxidación húmeda. El método de combustión – infrarrojo es aplicable para muestras con altos niveles de TOC, puesto que los demás métodos requieren de diluciones. Además este método sirve para determinar COT de compuestos que son químicamente refractarios y que no

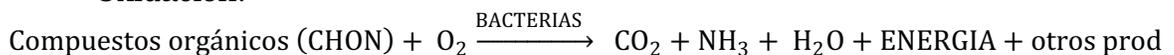
pueden ser determinados por los otros dos métodos. El método de combustión – infrarrojo es adecuado para muestras con concentraciones mayores de 1 mg/L. Para concentraciones menores, se utiliza el método de oxidación persulfato – ultravioleta o el método de oxidación húmeda ya que estos pueden determinar concentraciones tan bajas como 10 µg/L (APHA y AWWA, 1992).

### 3.3.3.2 Remoción Biológica de Materia Orgánica Carbonosa

Según Romero Rojas (2008), la remoción de la materia orgánica carbonosa por vía aerobia se explica por dos procesos: la oxidación y la síntesis de los compuestos orgánicos. **La oxidación** es un proceso exotérmico mediante el cual los organismos producen energía necesaria para el crecimiento, degradando el sustrato. En la oxidación biológica aerobia, el oxígeno libre es esencial para los organismos aerobios como agente para la oxidación de compuestos orgánicos en CO<sub>2</sub> (Ecuación 9). **La síntesis** es el proceso endotérmico donde se asimila la materia orgánica para la obtención de nuevas células bacterianas (biomasa) mediante el consumo de energía generada en la oxidación (Ecuación 10). Adicionalmente ocurre otra reacción en ausencia de materia orgánica que se denomina **Respiración Endógena**, en el cual el tejido celular se convierte en productos gaseosos y en energía para mantenimiento (Ecuación 11).

Estas tres reacciones ocurren simultáneamente con el objetivo de garantizar la vida de las bacterias o el sostenimiento de la misma y se representan de la siguiente manera:

- Oxidación:



Ecuación 9. Reacción de oxidación para la remoción de Carbono

- Síntesis:



Ecuación 10. Reacción de síntesis para la remoción de Carbono

- Respiración Endógena



Ecuación 11. Reacción de respiración endógena (Autólisis o autooxidación)

Aproximadamente 1/3 de la DBO se usa para reacciones catabólicas (oxidación), mientras que 2/3 de ella se utiliza para las reacciones anabólicas (síntesis) (Romero Rojas, 2008). La fórmula C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub> mostrada en el proceso de síntesis es una forma ampliamente usada para representar la composición celular (biomasa).

De Acuerdo con la Ecuación 11, en Respiración Endógena para autooxidar 113 g de biomasa se requiere consumir 160 gramos de oxígeno, es decir, que para oxidar un gramo de biomasa se consume 1,42 g gramos de oxígeno. Cuando se quiere representar también la presencia de fósforo en el material celular se emplea la fórmula  $C_{60}H_{87}N_{12}O_{23}P$  (Metcalf y Eddy, 1996).

### 3.3.4 *NUTRIENTES (NITRÓGENO - FOSFORO)*

Los nutrientes son esenciales para la comunidad acuática, sin embargo su contenido en exceso (en especial nitrógeno y fósforo) pueden sobreestimar el crecimiento de algas y plantas en la fuente hídrica, causando el fenómeno llamado Eutrofización.

La Eutrofización genera impactos ambientales negativos tales como:

- Deterioro de la calidad del agua por disminución de los niveles de oxígeno disuelto, especialmente en la noche donde las algas llegan a consumirlo.
- Bloqueo de aguas navegables
- Impide el uso del agua para recreación y demás usos.

Las plantas requieren Carbono, Nitrógeno y Fósforo para su desarrollo. El carbono se encuentra disponible de muchas fuentes como materia orgánica o dióxido de Carbono disuelto. Teniendo en cuenta las múltiples fuentes que aportan el Carbono, es raro que éste sea el nutriente limitante. De acuerdo con estas observaciones, es importante enfocar esfuerzos para remover nutrientes del agua residual ya que reduciendo la carga de Nitrógeno y/o Fósforo se evita la Eutrofización y por ende se controla el crecimiento de plantas y algas (Spellman, 2003).

#### 3.3.4.1 *Medición de los Nutrientes*

Los nutrientes Nitrógeno y Fósforo pueden estar presentes de diferentes formas en el agua y dependiendo de la necesidad se analizan algunas especies específicas o en su totalidad. A continuación se mostrará cómo se miden dichos nutrientes.

##### **a) Nitrógeno**

El Nitrógeno puede estar en diferentes formas. Por orden creciente de su estado de oxidación se tiene: Nitrógeno Orgánico (N-org), Amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), Nitrito (NO<sub>2</sub>) y Nitrato (NO<sub>3</sub>).

El N-org incluye proteínas, péptidos, ácidos nucleicos, úrea y numerosos materiales orgánicos sintéticos y su fuente está asociada a aguas residuales de

tipo orgánico. El N-NH<sub>3</sub> se produce por desaminación de compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la úrea (APHA y AWWA, 1992). Ambos pueden determinarse conjuntamente con el método de Kjeldahl, el cual consiste pasar la muestra por un proceso de digestión en el que el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco para ser cuantificado posteriormente. Por lo tanto el análisis del **Nitrógeno Total Kjeldahl** incluye el contenido de N-org y N-NH<sub>3</sub> (Metcalf y Eddy, 1996).

El **nitrito (NO<sub>2</sub>)** es una forma intermedia de oxidación, que puede producirse tanto en la oxidación del amoníaco como en la reducción del nitrato. Esta situación hace que el nitrito sea relativamente inestable y fácilmente oxidable a nitrato, por tal motivo es raro encontrar cantidades mayores a 1 mg/L en el agua residual y 0,1 mg/L en el caso de aguas subterráneas y superficiales (Metcalf y Eddy, 1996). Para su medición, se hace con el método colorimétrico en el cual se determina por la formación de un colorante azo púrpura producido a pH de 2 a 2,5 y se analiza espectrofotométricamente. El método es aplicable para concentraciones de 0,005 a 1 mg/L. Para concentraciones mayores es necesario aplicar diluciones (APHA y AWWA, 1992).

El **nitrato (NO<sub>3</sub>)** es la forma más oxidada del nitrógeno que se puede encontrar en el agua. En medio aerobio, la acción de las bacterias puede oxidar el nitrógeno amoniacal a nitritos y luego a nitratos. La preponderancia de nitrógeno en forma de nitratos es un indicador que el nitrógeno ha sido estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno (Metcalf y Eddy, 1996). La determinación del nitrato puede hacerse por diferentes métodos. La técnica con luz UV mide la absorbancia de NO<sub>3</sub>, pero es aplicable a aguas con bajo contenido de materia orgánica. La elección del método depende del rango de la concentración (Tabla 12). Para concentraciones elevadas de NO<sub>3</sub> debe diluirse hasta el rango del método seleccionado (APHA y AWWA, 1992).

Tabla 12. Rangos de aplicación para otros métodos de análisis de nitratos

Método	Rango
Electrodo de nitrato (ion selectivo)	0,14 – 1400 mg NO <sub>3</sub> /L
Reducción de Cadmio	0,01 – 1,0 mg NO <sub>3</sub> /L
Reducción de Hidranoso	0,01 – 10 mg NO <sub>3</sub> /L
Método automático de reducción de Cadmio	0,001 – 10 mg NO <sub>3</sub> /L

Fuente: Adaptado de (APHA y AWWA, 1992; APHA et al, 1998)

### **b) Fósforo**

Las formas más frecuentes en las que se presenta el fósforo en soluciones acuosas incluyen el ortofosfato, los polifosfatos y los fosfatos orgánicos. Para su análisis, existe un método que cuantifica todas las especies de Fósforo presentes en el agua, la cual se denomina **Fósforo Total**.

Existen diferentes tipos de métodos, como los de digestión y los colorimétricos. Con respecto a los de digestión se tiene el método del ácido perclórico, recomendado para muestras especialmente difíciles como los sedimentos. El método del ácido nítrico-ácido sulfúrico se recomienda para las mayorías de las muestras. El método más sencillo, es la técnica de oxidación con persulfato. En los métodos colorimétricos existen tres opciones y su elección depende de la concentración de ortofosfatos. El método de ácido vanadomolibdofosfórico es útil para muestras que contienen de 1 – 20 mg P/L. El de Cloruro estañoso o el del ácido ascórbico son más adecuados en el rango de 0,01 a 6 mg P/L (APHA y AWWA, 1992).

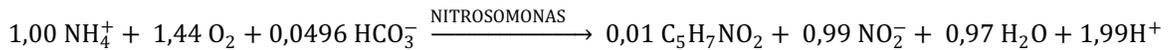
#### **3.3.4.2 Remoción Biológica de Nitrógeno**

Normalmente en un proceso aerobio, 20% del Nitrógeno que entra en el agua residual es retenido en la sedimentación primaria. Posteriormente en el tratamiento secundario otro 20% se incorpora en las células para la asimilación (síntesis), la cual consiste en la incorporación del nitrógeno amoniacal dentro de la masa celular. Como se explicó anteriormente, para la síntesis de nuevas células se necesita nitrógeno pues hace parte del componente celular ( $C_5H_7NO_2$ ) lo cual significa un porcentaje cercano al 14% de masa (Metcalf y Eddy, 1996). La remoción por asimilación se hace luego que la biomasa se retira del sistema de tratamiento de agua mediante la purga de lodos, no obstante la mayoría de aguas residuales tienen mayores contenidos de nitrógeno de lo que puede ser asimilado (Crites y Tchobanoglous, 2000). Es por esta razón que debe emplearse otros mecanismos para obtenerse mayores remociones como la Nitrificación y Desnitrificación.

### **a) Nitrificación**

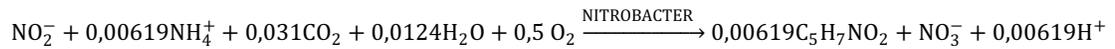
La nitrificación es un proceso mediante el cual el nitrógeno amoniacal no asimilado es oxidado biológicamente por bacterias nitrificantes mediante dos conversiones, primero a nitritos y luego a nitratos, como se muestra en las siguientes ecuaciones:

- Conversión de amonio a nitrito



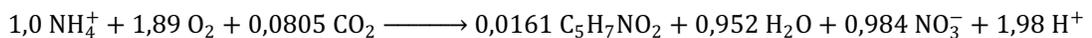
Ecuación 12. Reacción de amonio en la nitrificación

- Conversión de nitrito a nitrato



Ecuación 13. Reacción de nitritos en la nitrificación

- Conversión de amonio a nitrato



Ecuación 14. Reacción general de la nitrificación

A partir de estas reacciones se obtiene que para oxidar 1 mg de nitrógeno amoniacal y convertirlo a nitrato se necesitan 4,6 mg de O<sub>2</sub> y 7,1 mg de alcalinidad, lo que evidencia la necesidad de tener buen nivel de oxígeno disuelto y buena alcalinidad en el agua para que no se ralentice el proceso (Kapoor et al, 2003). Adicionalmente, para favorecer estas transformaciones es necesario que el pH se sitúe entre 7,2 y 9, concentraciones de OD por encima de 1 mg/L y las temperaturas no debe ser tan bajas para que no se inhiba la tasa de nitrificación (Metcalf y Eddy, 1996; Crites y Tchobanoglous, 2000). Temperaturas por debajo de 13°C debe aplicarse factor de corrección a la superficie necesaria de Discos como aparece en la Figura 5.

Es necesario tener presente que la transformación del nitrógeno amoniacal en nitrato no supone la eliminación del nitrógeno, aunque sí permite eliminar su demanda de oxígeno.

### **b) Desnitrificación**

La desnitrificación es un proceso mediante el cual los nitritos y nitratos generados en la nitrificación se convierten en nitrógeno gas y óxidos de nitrógeno mediante una variedad de organismos facultativos en condiciones anóxicas (en ausencia de oxígeno) que pueden utilizar nitrato en lugar de oxígeno como aceptor final de electrones. En la desnitrificación, la reducción de nitrato a nitrito a óxido nítrico a óxido nitroso y finalmente a nitrógeno gaseoso puede ser descrita como : NO<sub>3</sub> → NO<sub>2</sub> → NO → N<sub>2</sub>O → N<sub>2</sub> (Ramalho, 1993; Díaz, 2003)

Las bacterias desnitrificantes obtienen energía para su crecimiento de la conversión de nitratos en nitrógeno gaseoso, pero requieren una fuente de

carbono para la síntesis celular. En las ocasiones que se tiene un agua con poco contenido de materia orgánica se debe recurrir a una fuente externa de carbono como la adición de Metanol, pero en la mayoría de los sistemas biológicos de desnitrificación se utilizan las mismas aguas residuales o el tejido celular como fuentes de carbono necesario (Crites y Tchobanoglous, 2000).

El parámetro crítico para la desnitrificación es la concentración de oxígeno disuelto. La presencia de OD suprime el sistema enzimático necesario para el desarrollo del proceso de desnitrificación. La alcalinidad se produce durante este proceso, lo cual provoca aumento del pH y se recupera parte de la alcalinidad consumida en el proceso de la nitrificación (Metcalf y Eddy, 1996).

Con este proceso se hace remoción del nitrógeno del agua ya que el contenido de nitrato es convertido a nitrógeno gaseoso, y por ende éste es liberado a la atmósfera.

### **3.3.4.3 Remoción Biológica de Fósforo**

Para el caso del fósforo, su única vía de remoción es la asimilación (incorporación en las células bacterianas) y posteriormente extracción mediante la purga de lodos. Sin embargo, el fósforo sólo hace parte del componente celular en promedio en un 3% y por lo tanto es poco lo que incorporan dentro de su estructura, siendo relativamente baja las eficiencias en un tratamiento biológico convencional alcanzando sólo de 10 a 30% de remoción (Ramalho, 1993; Metcalf y Eddy, 1996; Crites y Tchobanoglous, 2000).

Bajo ciertas condiciones de operación, los microorganismos toman fósforo en exceso, realizándose la remoción del mismo al retirar las células que lo contienen en exceso. A este efecto de tomar fósforo en exceso es llamado **“Luxury uptake”**. De acuerdo con Sedlak (1991), citado por Crites y Tchobanoglous (2000), establece que el fundamento de este proceso se basa en las siguientes observaciones:

- Un número de bacterias son capaces de almacenar en sus células cantidades de fósforo en exceso en forma de polifosfatos.
- En presencia de productos de fermentación simple producidos bajo condiciones anaerobias (ejm, ácidos grasos volátiles – AGV), estas bacterias los asimilarán en forma de poli-b-hidroxitirato (PHB) con la liberación concomitante de fósforo.
- Bajo condiciones aerobias, la energía producida dentro de las células se incrementan debido a la oxidación de los productos de almacenamiento y los polifosfatos (Crites y Tchobanoglous, 2000; Díaz, 2003).

Cuando una zona es anaerobia es seguida de una zona aerobia, los microorganismos toman fósforo por encima de los niveles normales, el cual no sólo utilizan para el mantenimiento de la célula, la síntesis y el transporte de energía, sino que es almacenado para su uso posterior. El lodo que contiene el exceso de fósforo es purgado y de esta manera se retira del agua residual (Crites y Tchobanoglous, 2000).

## 4. OBJETIVOS

### 4.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la eficiencia y el comportamiento de los Contactores Biológicos Rotativos (RBC o Biodiscos) como sistema alternativo de tratamiento de los lixiviados generados en el Relleno Sanitario de La Pradera, mediante la aplicación de un modelo a escala laboratorio.

### 4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer parámetros de diseño necesarios para la construcción del modelo a escala laboratorio, mediante la obtención de información secundaria sobre las características fisicoquímicas de los lixiviados generados en el relleno sanitario de la Pradera y los estudios realizados con tratamientos mediante Biodiscos
- Determinar mediante caracterizaciones fisicoquímicas, la calidad del afluente y efluente para establecer eficiencias de remoción en carga de DQO, DBO, Nitrógeno, Fósforo y Sólidos Suspendidos Totales.
- Evaluar el comportamiento en el reactor con respecto a factores ambientales como el Oxígeno Disuelto, pH, temperatura y Alcalinidad.
- Analizar el comportamiento de las eficiencias y las causas de sus variaciones, para poder plantear recomendaciones que posibilite el mejoramiento del tratamiento para su aplicación a escala real.

## 5. HIPÓTESIS

El reactor de Biodiscos es un sistema viable técnica y ambientalmente para el tratamiento de lixiviados y se confirma que la carga orgánica superficial de 18 g DQO/m<sup>2</sup>.d donde se obtiene las mayores remociones de DQO, es igualmente óptima para remover otro tipo de contaminantes.

## 6. METODOLOGÍA

La metodología para el desarrollo de la investigación consistió en 3 fases:

- Fase I. Diseño y construcción de los Biodiscos a escala laboratorio
- Fase II. Adecuación del reactor
- Fase III. Operación del reactor

### 6.1 FASE I. DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE LOS BIODISCOS A ESCALA LABORATORIO

Esta fase consiste en el montaje del reactor a escala laboratorio, el cual se hace a partir de la información obtenida en la búsqueda bibliográfica con respecto a la calidad del afluente (lixiviado) y a los parámetros de diseño de varios estudios.

#### 6.1.1 LIXIVIADO

Se utilizó como sustrato el lixiviado generado en el Relleno Sanitario la Pradera, que está ubicado 60 km al norte de Medellín, capital de Departamento de Antioquia (Colombia). Este Relleno Sanitario inició operaciones en junio del 2003 y actualmente se disponen aproximadamente 1800 toneladas diarias de residuos sólidos que son generados en diferentes municipios del Departamento (Empresas Varias de Medellín, s.f). Las muestras fueron tomadas del tanque de aforo ubicado en el vaso Carrilera, donde el lixiviado recolectado proviene del vaso de disposición de residuos llamado Música y del colector de percolados generados en los vehículos de recolección de Residuos Sólidos. Teniendo en cuenta que el relleno sanitario está en operación, el lixiviado generado es joven porque predomina la fase acidogénica en las plataformas de disposición de residuos sólidos.

#### 6.1.2 CÁLCULOS DE DISEÑO - ENSAMBLAJE

Luego de obtenida la información secundaria, se procedió al cálculo matemático para el diseño y dimensionamiento de todos los componentes del reactor. De acuerdo con los estudios realizados para tratamiento de lixivios con Biodiscos, se determinó que las mejores remociones de DQO se daban a una carga orgánica superficial de 16 a 21 g DQO/m<sup>2</sup>.d (Borzacconi et al, 1996; Álvarez y Suárez, 2006; Castillo et al, 2007), por lo tanto se procedió a diseñar el reactor biológico con 18 g DQO/m<sup>2</sup>.d para que las variaciones en la calidad del lixiviado estuvieran dentro del rango especificado.

### **6.1.2.1 Especificaciones Técnicas Establecidas Previamente**

A partir de las especificaciones enunciadas en la Tabla 10 se establecieron preliminarmente algunas dimensiones para el nuevo diseño, las cuales se enuncian a continuación:

#### **a) Porcentaje de área sumergida del disco**

De acuerdo con los estudios con reactores a pequeña escala, se establece un porcentaje de área sumergida del disco del **40%**, siendo éste el dato más común. Porcentajes más altos de sumergencia implica poca exposición del disco a la atmósfera y por ende disminuye la oxigenación de la biopelícula y del reactor, además implica mayor contacto del eje con el agua aumentando el deterioro de este componente. Porcentajes más bajos posibilita mayor exposición de la biopelícula a la atmósfera, sin embargo se dificulta transferir el oxígeno del disco al agua al estar poco sumergido.

#### **b) Diámetro de los discos y del tanque.**

El diámetro de disco más común encontrado en los estudios fue de 0,30 m. Sin embargo no fue posible establecer esta dimensión para el diseño porque para ensamblar el tanque se consiguió comercialmente un tubo con menor diámetro interno (**0,28 m**). Por tal motivo se fijó para los discos un diámetro de **0,26 m** con el objetivo que hubiera 1 cm de holgura para evitar obstrucciones, pero posibilitando el mayor contacto posible de la biopelícula con el agua residual, evitándose así zonas muertas en el reactor.

El material de los discos es de **poliestireno de 3,1 mm de espesor** con diseño Arabesco, que por su diseño rugoso permite mayor adherencia de los microorganismos a los discos, adicionalmente se hizo lijado manual de los discos para favorecer dicha adherencia. El tanque del reactor fue construido con un tubo Novafort de PVC de 320 mm de diámetro externo.

#### **c) Etapas en el reactor, número de discos.**

Se fijan **4 etapas** en el reactor para permitir el desarrollo de diferentes microorganismos y optimizar las remociones de materia orgánica carbonosa y nitrogenácea.

También se establece en el diseño un total de **48 discos**, siendo éste el dato más común para estudios a pequeña escala. Estos discos se distribuyen igualmente en cada etapa lo que significa **12 discos por cada etapa** para un área superficial de discos equivalente de 5,1 m<sup>2</sup>.

Las divisiones de las etapas y los extremos del tanque se construyeron también con láminas de poliestireno. Se cortaron con el mismo diámetro interno del tubo para que pudieran encajar perfectamente dentro del tanque.

#### ***d) Espaciamientos entre discos y disco-etapa***

Teniendo en cuenta el crecimiento del espesor de la biopelícula, es necesario establecer un espaciamiento entre discos. Para el reactor se fijó un espacio entre discos de **6,2 mm**, la cual se garantiza adicionando 2 argollas de poliestireno de 3,1 mm de espesor entre cada disco.

El espacio entre los discos y las divisiones de etapas se estableció en **2,5 cm**, la cual se diseñó con el objetivo de proporcionar un espacio suficiente para hacer mediciones directas en cada etapa o extraer muestras para su análisis.

#### ***e) Velocidad de rotación de los discos***

La velocidad de giro se fijó en **9 RPM**. Los estudios relacionados con tratamiento de lixiviados operaron a una velocidad promedio de 6 RPM, sin embargo se vio favorable aumentarlo para mejorar la oxigenación en el reactor. Con la velocidad de giro diseñada se garantiza una buena oxigenación de los discos y se evita el desprendimiento descontrolado por tener una velocidad lineal menor a la crítica de 0,33 m/s (la velocidad lineal obtenida es **0,12 m/s**). Debe aclararse que esta velocidad de giro se corrige teniendo en cuenta el diseño de las poleas, por lo tanto en el numeral 7.1.2.4 (Diseño Mecánico – Transmisión) en el literal d) se calcula la velocidad de rotación real.

#### ***f) Sistema de Recirculación***

No hubo sistema de recirculación de lodo sedimentado ni del efluente, pues hay estudios que concluyen que la recirculación no influye significativamente en las eficiencias ni en el desempeño del reactor y sólo se recomienda cuando se presentan condiciones de sobrecarga (Ontario Ministry of the Environment, 1988; Castillo y Vivas, 1996; Romero Rojas, 2008).

#### ***g) Soporte del tanque***

Como soporte del tanque se utilizó una placa de madera conocida como **“Formaleta T”**, la cual tiene uso en obras de construcción. Es un tablero de partículas de madera aglomeradas, unidas mediante una resina especial con una película protectora que lo impermeabiliza (Tablemac, 2009). Fue escogido este material por su rigidez y resistencia al agua, teniendo en cuenta la posibilidad de contacto directo con el agua residual.

### **6.1.2.2 Otros Parámetros de Diseño**

Los demás parámetros de diseño que implican cálculos, son analizados y mostrados en el numeral 7.1.2.

Posteriormente al diseño, se consiguieron los materiales necesarios para la construcción y ensamble del Biodiscos, teniendo en cuenta los requisitos para la elección del material del numeral 3.2.5 (COMPONENTES DE UN SISTEMA DE BIODISCOS).

Luego de diseñado y construido, se llevó a la Universidad de Medellín para comenzar con la fase operativa del proyecto. El reactor fue operado en el laboratorio de Procesos Bioquímicos de la Universidad mencionada.

## **6.2 FASE II. ADECUACIÓN DEL REACTOR**

La inoculación o arranque del reactor consiste en el procedimiento que debe llevarse a cabo para desarrollar la biopelícula en los discos, fomentar las condiciones necesarias para el crecimiento de microorganismos y por ende iniciar el tratamiento biológico. La actividad de inoculación consta de dos períodos: Alimentación en batch y alimentación continua.

### **6.2.1 ALIMENTACIÓN EN BATCH**

El reactor se inoculó con licor mixto del tratamiento biológico de lodos activados de la Planta de Tratamiento de San Fernando de Empresas Públicas de Medellín ubicada en la ciudad de Itagüí. Inicialmente se utilizó como sustrato LECHE DESCREMADA CARREFOUR para estimular la adherencia de la comunidad microbiológica en los discos y fomentar el crecimiento. La selección de la leche se hizo teniendo en cuenta su alta biodegradabilidad y se escogió de tipo descremada debido a su bajo contenido de grasa la cual previene la sobrecarga o colmatación en los discos. Para evitar sobrecargas, se estuvo alimentando con una carga menor a la diseñada y se dejaba de alimentar una vez en la semana para facilitar la oxigenación del reactor y propiciar el desarrollo de poblaciones microbiológicas. Al inicio se estuvo alimentando cada día por batch (discontinuo), con una carga orgánica inicial aproximadamente  $2/3$  de la de diseño, o sea,  $12 \text{ g DQO/m}^2\text{.d}$ . Como el área efectiva para el tratamiento es igual  $5 \text{ m}^2$  (área efectiva calculada en el numeral 7.1.2.1) y la carga orgánica superficial de diseño es  $18 \text{ g DQO/m}^2\text{.d}$ , el producto de estos dos factores determina la carga orgánica a aplicar por día, es decir, que para el diseño se estableció una carga orgánica de  $90 \text{ g DQO/d}$ . Por lo tanto para el caso de la alimentación por batch donde se quiere aplicar una carga orgánica superficial de  $12 \text{ g DQO/m}^2\text{.d}$ , equivale a  $60 \text{ g DQO/d}$ .

La carga orgánica a aplicar se debe distribuir de manera decreciente en las etapas, por lo tanto se agregó más leche (carga orgánica) en la primera etapa y se fue disminuyendo progresivamente hasta la cuarta etapa para simular las condiciones que se darían en la operación. Se planteó distribuir la carga orgánica (60 g DQO/d) en 30%, 27%, 24% y 19% para la primera, segunda, tercera y cuarta etapa respectivamente, lo que equivale aproximadamente en su orden a 18 g; 16,2 g; 14,4 g y 11,4 g DQO/d.

Cada etapa se alimentó con una carga orgánica específica pero se hacían pequeñas variaciones cada día para no acostumar el reactor a una misma condición. También se aumentaba o disminuía la carga dependiendo del crecimiento de la biopelícula y el nivel de oxígeno disuelto, pues al aumentarse mucho la carga se disminuía la concentración de OD.

El reactor tuvo diariamente una pérdida de líquido por volatilización y se debe básicamente a factores climáticos (temperatura y humedad), por lo tanto el nivel de líquido en el tanque disminuía de un día a otro. Para compensar esta situación, se agregaba el volumen de sustrato a la etapa respectiva y se adicionaba agua del grifo hasta el punto de rebose recuperándose el nivel perdido, de esta manera se determinó la pérdida de agua diaria.

Para verificar el comportamiento del reactor se estuvo haciendo mediciones diarias de Oxígeno Disuelto (OD) en cada etapa para observar las condiciones aerobias y notar la respuesta del reactor ante variaciones de este parámetro, registrándose también la temperatura del agua en cada una de las etapas. De acuerdo con la carga orgánica aplicada se tenía variaciones de Oxígeno Disuelto con tendencias a disminuir, por ello se dejaba de alimentar un día en la semana para contribuir nuevamente a la oxigenación del reactor para la semana siguiente.

Desde el día 10 se empezó a adicionar pequeñas dosis de lixiviado pero del Relleno Sanitario de Rodas. La razón por la cual se empezó a alimentar con lixiviado de Rodas es que este relleno se encuentra clausurado desde el año 2003 y por ende su descomposición interna presenta una fase metanogénica obteniéndose un lixiviado más estabilizado, el cual sirve como transición para luego iniciar con alimentación del lixiviado del Relleno Sanitario de Pradera. El aporte de carga orgánica por parte del lixiviado de Rodas era insignificante a diferencia de la leche debido a las diferencias de concentraciones entre ambos sustratos, por ello la dosis diaria de lixiviado de Rodas se distribuyó en las 4 etapas sin importar su carga. La adición del lixiviado de Rodas se planteó distribuirse en las 4 etapas, siendo mayor el volumen en la primera y se disminuyó hasta la cuarta etapa. Se adicionada lixiviado de Rodas

aproximadamente en la misma cantidad de la leche (en volumen, no en carga), pero había un límite máximo que se podía añadir en cada etapa la cual era hasta que el nivel de rebose lo permitiera.

La adición de lixiviado de Rodas al reactor se hizo por 20 días completándose así este período que duró 1 mes en total, en el cual se evidenció desarrollo microbiológico y adherencia a los discos. La razón por la cual se empezó con una alimentación por batch fue por los bajos caudales que se manejaban los cuales eran difíciles de suministrar de manera continua. La carga orgánica a aplicar en cada etapa se determinó hallando la DQO de la leche y del lixiviado de Rodas, las cuales resultaron de 123000 mg/L y 1350 mg/L respectivamente, de esta manera se sabía cuánto volumen se agregaría a cada una de las etapas. Para conocer las diferentes dosis aplicadas de lixiviado y de leche, ver el anexo 11.5.1.

### 6.2.2 ALIMENTACIÓN EN CONTINUO

En el primer período se desarrolló la biopelícula y se acondicionó la población microbiológica a una carga orgánica un poco menor a la de diseño (12 g DQO/m<sup>2</sup>.d), por lo tanto este segundo período consistió en el acondicionamiento del reactor al verdadero sustrato (lixiviado del Relleno Sanitario de La Pradera) y con la carga de diseño (18 g/m<sup>2</sup>.d).

Este segundo período se planteó para 35 días para adecuar el reactor biológico al sustrato. Para ello fue necesario hacer un aumento gradual de la carga de lixiviado y una disminución de la carga de leche hasta alcanzar en 35 días el 100% con lixiviado. También en el mismo lapso establecido se hacía aumento gradual de la carga orgánica total, de modo que se iniciara en los 12 g DQO/m<sup>2</sup>.d que se aplicó en la primera etapa para ir aumentando gradualmente hasta la carga orgánica de diseño de 18 g DQO/m<sup>2</sup>.d. En la Tabla 13 se ilustra este procedimiento y en el anexo 11.5.2 se incluye los volúmenes de sustrato aplicados durante toda la etapa.

Tabla 13. Procedimiento de Arranque de reactor en el periodo de Alimentación continua.

Día	Carga orgánica Superficial (g DQO/m <sup>2</sup> .d)	Carga orgánica equivalente (g DQO/d)	Proporción de carga por leche	Proporción de carga por Lixiviado de Pradera
Periodo Batch	12,00	60,00	100,00%	0,00%
1	12,17	60,86	97,14%	2,86%
2	12,34	61,71	94,29%	5,71%
3	12,51	62,57	91,43%	8,57%
4	12,69	63,43	88,57%	11,43%
.	.	.	.	.

Día	Carga orgánica Superficial (g DQO/m <sup>2</sup> .d)	Carga orgánica equivalente (g DQO/d)	Proporción de carga por leche	Proporción de carga por Lixiviado de Pradera
·	·	·	·	·
31	17,31	86,57	11,43%	88,57%
32	17,49	87,43	8,57%	91,43%
33	17,66	88,29	5,71%	94,29%
34	17,83	89,14	2,86%	97,14%
35	18,00	90,00	0,00%	100,00%

Para llevar a cabo esta alimentación continua, se modificó una caneca de capacidad de 30 litros, en el cual se le instalaron dos salidas, una en el fondo para la purga de sólidos sedimentados y otra a 30 cm más arriba donde se le acoplaba una manguera de venocllisis para suministrar el líquido al reactor mediante la etapa 1. La manguera traía una válvula para regular el caudal teniendo en cuenta la intensidad del goteo (10 gotas = 1 ml).

Como el volumen de leche y de lixiviado era variable todos los días, entonces se adicionaba la mezcla a la caneca y se agregaba la cantidad de agua de grifo necesaria para completar el caudal contemplado en el diseño.

Al igual que en el período de alimentación en batch, se hizo medición diaria del OD en cada una de las etapas con su respectiva temperatura y se dejaba de alimentar una vez en la semana para favorecer la oxigenación. La carga orgánica a aplicar en el día se determinó teniendo en cuenta la DQO de la leche y del lixiviado de La Pradera, de esta manera se sabía cuánto volumen se agregaría a la caneca.

### 6.3 FASE III. OPERACIÓN DEL REACTOR

Esta fase comienza luego de acondicionarse el reactor de Biodiscos a las condiciones diseñadas para el tratamiento, por lo tanto, en esta fase se determinan diferentes parámetros fisicoquímicos que definen el desempeño del reactor con respecto a las eficiencias. En la operación, se siguió alimentando el reactor con lixiviado de Pradera con una carga aproximada a 90 g DQO/d, con una duración total de 9 semanas.

En esta fase se puede dividir las mediciones en dos grupos, las mediciones de las condiciones ambientales (monitoreo) y los parámetros fisicoquímicos (desempeño).

### 6.3.1 CONDICIONES AMBIENTALES

De acuerdo con el numeral 3.2.6, existen diferentes factores que influyen en la operación y desempeño de los Biodiscos como son la temperatura, pH y el OD, y su medición se hace necesaria. Por lo tanto durante toda esta fase III se hizo seguimiento diario de Oxígeno Disuelto, temperatura y pH en cada una de las etapas para observar el comportamiento del reactor ante variaciones de estos parámetros.

También se hicieron mediciones de alcalinidad con el objetivo de observar sus variaciones de acuerdo con las reacciones bioquímicas que ocurran en el sistema, pues como se describió en el numeral 3.3.4.2, la remoción biológica de nitrógeno puede consumir o generar alcalinidad dependiendo del proceso que se esté llevando a cabo. De ahí su importancia de medirlo para que no sea un factor limitante en los procesos bioquímicos y no se den cambios bruscos de pH que afecten la actividad microbiológica.

Para complementar, se hicieron observaciones microscópicas de la biopelícula en cada una de las etapas con el objetivo de determinar los grupos microbiológicos encontrados, los cuales pueden indicar la calidad del tratamiento o las condiciones ambientales. Dicha descripción se muestra en el capítulo de Resultados en el numeral 7.2.2. Para llevar a cabo esta identificación fue necesaria la extracción de biopelícula de cada etapa mediante una pequeña espátula para luego colocarla en la portamuestra para su observación en el microscopio.

### 6.3.2 PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

Se analizó DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, NTK y Fósforo total, en el afluente (entrada) y el efluente (salida) del Biodiscos para observar el comportamiento del tratamiento y a la vez determinar la eficiencia del mismo. De igual manera fueron analizados los Nitritos y Nitratos (NO<sub>2</sub> y NO<sub>3</sub>) en el efluente, los cuales son generados en procesos oxidativos (aerobios) a partir del NTK presente en el afluente. Con el NTK analizado se determinó la eficiencia de remoción frente a este parámetro. El análisis de nitritos y nitratos se hizo con el objetivo de cuantificar la nitrificación, ya que estas dos especies tienden a aumentar en el afluente de un sistema aerobio debido a la oxidación del NTK.

Al afluente (lixiviado) no se les analizaron nitritos (NO<sub>2</sub>) y nitratos (NO<sub>3</sub>) debido a que este líquido proviene de procesos anaerobios, en los cuales se impide la oxidación del nitrógeno por no haber suficiente oxígeno. Para corroborar esta afirmación, se buscó en la bibliografía la caracterización de diferentes lixiviados en el cual se registrara la concentración de NTK, el nitrógeno oxidado (NO<sub>x</sub>) y la

proporción de los dos para confirmar que el aporte de las especies oxidadas es insignificante comparado con el NTK presente. De acuerdo con varios autores, los rellenos jóvenes pueden tener relaciones de  $\text{NO}_x/\text{NTK}$  de 0 a 0,025, mientras que los rellenos maduros pueden aumentar un poco esa proporción ya que los residuos están estabilizados, aumenta el nivel de oxígeno y se puede dar una ligera oxidación del NTK a nitritos y nitratos. La relación  $\text{NO}_x/\text{NTK}$  obtenida para este tipo de rellenos es de 0,007 a 0,11, sin embargo la concentración de Nitrógeno oxidado sigue siendo muy baja a comparación del NTK. Dichos resultados se muestran ordenados por la relación  $\text{NO}_x/\text{NTK}$  de manera ascendente en la Tabla 14.

Tabla 14. Relaciones  $\text{NO}_x/\text{NTK}$  de diferentes lixiviados.

LUGAR	NTK (mg/L)	$\text{NO}_x$ (mg/L) <sup>1</sup>	$\text{NO}_x/\text{NTK}$	Autor
<b>RELLENOS JÓVENES</b>				
Changsha (China)	2018	0	0	(Xu et al, 2009)
Gin Drinkers Bay (Hong Kong)	2500	<0,1	0,00005	(Irene y Lo, 1996)
Ngau Chi Wan (Hong Kong)	960	<0,1	0,0001	(Irene y Lo, 1996)
London, Ontario (Canadá)	786	0,13	0,00016	(Pouliot, 1999)
General	541	0,6	0,0011	(Robinson y Last, 1999)
Izmir (Turquía)	1270	7,3	0,005	(Kargi y Pamukoglu, 2003)
Relleno Joven Típico	600	<5	0,0083	(Díaz y Gorraiz, 1997)
Promedio Rellenos de Suecia	300	7,5	0,025	(Öman y Junestedt, 2008)
<b>RELLENOS MADUROS (ESTABILIZADOS)</b>				
Biguaçú (Brasil)	1246	9	0,007	(Silva, 2007)
Relleno Maduro	260	<7,5	0,03	(Díaz y Gorraiz, 1997)
Penang (Malaysia)	1745	54,2	0,031	(Aghamohammadia et al, 2006)
Rellenos de Guipúzcoa (España)	362	21,8	0,06	(Antiguedad, 1997)
Jéandelaincourt (Francia)	1040	124	0,11	(Amokrane et al, 1997)

<sup>1</sup> N Oxidado es la suma de los nitritos y nitratos.

Por esta misma razón, se consideró irrelevante analizar los nitritos y nitratos en el lixiviado, teniendo en cuenta la predominancia de procesos de degradación anaerobia que ocurren en los rellenos sanitarios los cuales no permiten oxidar el Nitrógeno a estas especies. De igual manera se tuvo en cuenta la composición típica de un lixiviado (Tabla 4), en el cual se evidencia un contenido insignificante de nitrógeno oxidado (nitritos y nitratos) con respecto al NTK.

A continuación se establece los métodos estandarizados para analizar dichos parámetros fisicoquímicos (APHA et al, 1998).

Tabla 15. Métodos para cada parámetro fisicoquímico analizado

Parámetro	Método	Norma APHA-AWWA
<b>OD</b>	Electrodo de membrana	4500 O-G
<b>pH</b>	Potenciométrico	4500 H <sup>+</sup> -B
<b>Alcalinidad</b>	Titulométrico	2320 B
<b>DQO</b>	microDQO (Método de reflujo cerrado colorimétrico)	5520 D
<b>DBO</b>	Incubación 20°C	5210 B
<b>SST</b>	Gravimetría	2540 D
<b>NTK</b>	Kjeldahl	4500 N
<b>NO<sub>3</sub></b>	Ión Selectivo	4500 NO <sub>3</sub> -D
<b>NO<sub>2</sub></b>	Colorimetría	4500 NO <sub>2</sub> -B
<b>Fósforo total</b>	Ácido Ascórbico	4500 P-E

Adicional a estos parámetros fisicoquímicos, se evaluó la asentabilidad de los lodos mediante el **Índice Volumétrico de Lodos (IVL)**. Esto se mide permitiendo el asentamiento de la muestra del reactor durante 30 minutos en un cilindro graduado de 1 litro (Sierra, 2004). Para el caso de los Biodiscos, la muestra es colectada antes de entrar al sedimentador, es decir, de la etapa 4. El volumen de lodos asentados se divide por los sólidos suspendidos totales en la muestra (SSLM) (mg/L).

La forma estándar de medirlo es:

$$IVL = \frac{V_a}{SSLM} \times 1000$$

Ecuación 15. Índice Volumétrico de Lodos - IVL

Donde

$V_a$ : Es el Volumen asentado en un litro de muestra durante 30 min (ml/L)  
 $SSLM$ : Sólidos Suspendidos Totales en la muestra (mg/L)

Este resultado permite mostrar el volumen ocupado por 1 gramo de lodo después de 30 minutos de sedimentación (Alves, 2007a). De esto se obtiene que las unidades de la IVL sean mL/g, pero generalmente se representa de manera adimensional. De acuerdo con los resultados obtenidos, IVL altos indica baja asentabilidad, mientras que IVL bajos muestra buen grado de sedimentación de los lodos (Sierra, 2004).

## 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de este proyecto se divide en 2 grupos: Diseño y Operación.

Los resultados de diseño, comprende todos los datos obtenidos mediante ecuaciones y cálculos partiendo de la información obtenida en la FASE I y las especificaciones establecidas.

Los resultados en la operación consiste en las mediciones realizadas en las FASES II y III, las cuales incluyen el monitoreo de las condiciones ambientales (monitoreo) y la medición de parámetros fisicoquímicos (eficiencias).

### 7.1 DISEÑO DE LOS BIODISCOS A ESCALA LABORATORIO

#### 7.1.1 *LIXIVIADO*

Conocer las características del lixiviado es el primer factor determinante para diseñar un reactor, en especial su carga orgánica total o soluble (en DBO, DQO o COT) pues éste es el constituyente que provee de alimento a los microorganismos que estarán dentro del reactor. Teniendo en cuenta la información suministrada por la autoridad ambiental CORANTIOQUIA (Tabla 16), el lixiviado generado en La Pradera para los últimas 5 muestras en las cuales se obtuvo un comportamiento uniforme poseía una DQO promedio de  $9328 \pm 2720$  mg/L y una DBO<sub>5</sub> promedio de  $4997 \pm 1838$  mg/L lo que resulta una proporción DBO<sub>5</sub>/DQO cercana a 0,5, lo cual evidenciaba la biodegradabilidad del lixiviado y viabiliza la implementación de un tratamiento biológico. Tales caracterizaciones corresponden de Noviembre del 2006 hasta julio del 2007.

Tabla 16. Caracterización del lixiviado de La Pradera y del efluente del tratamiento entre 2006 y 2007.

Fecha Muestreo	Caudal (l/s)	DQO (mg/l)			DBO <sub>5</sub> (mg/l)			DBO/DQO		SST (mg/l)		
		entrada	Salida	Ef. (%)	entrada	Salida	Ef. (%)	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Ef. (%)
feb-06	2,8	31.146	9.520	69,4%	20.650	7.140	65,4%	0,66	0,75	2.170	770	64,5%
mar-06	2,2	30.106	11.054	63,3%	20.747	5.944	71,4%	0,69	0,54	1.280	740	42,2%
abr-06	4	42.750	11.000	74,3%	29.456	5.604	81,0%	0,69	0,51	4.325	1.240	71,3%
may-06	8,4	33.897	7.990	76,4%	26.024	4.474	82,8%	0,77	0,56	2.190	114	94,8%
jul-06	3,4	18.564	7.140	61,5%	10.210	4.552	55,4%	0,55	0,64	2.250	250	88,9%
ago-06	5,3	14.018	6.030	57,0%	8.500	3.480	59,1%	0,61	0,58	2.860	288	89,9%
nov-06	6,2	8.872	4.923	44,5%	6.623	2.730	58,8%	0,75	0,55	1.360	187	86,3%
mar-07	7	5.508	3.876	29,6%	2.180	977	55,2%	0,40	0,25	1.340	393	70,7%
abr-07	9,3	9.863	5.494	44,3%	4.810	2.670	44,5%	0,49	0,49	1.720	332	80,7%
jun-07	8,7	13.137	6.885	47,6%	6.675	2.980	55,4%	0,51	0,43	2.120	490	76,9%
jul-07	8,9	9.258	5.185	44,0%	4.699	2.241	52,3%	0,51	0,43	2.275	240	89,5%
PROMEDIO	6,0	19.738	7.191	55,6%	12.779	3.890	61,9%	0,60	0,52	2.172	459	77,8%

Fuente: (Corantioquia, 2008)

En la Tabla 17 se muestran unos análisis de sustancias de interés sanitario realizados por SANEAR S.A al lixiviado en Octubre de 2008 (actual Interventor técnico y ambiental en el relleno sanitario La Pradera).

Tabla 17. Análisis de sustancias de interés sanitario del lixiviado de La Pradera

Sustancias *	Concentración del lixiviado	Concentración máxima reglamentada para el vertimiento <sup>1</sup>
<b>Cadmio</b>	0,015	0,1
<b>Cobre total</b>	1,29	3,0
<b>Cromo total</b>	1,43 <sup>2</sup>	0,5 <sup>2</sup>
<b>Mercurio total</b>	0,030	0,020
<b>Plomo total</b>	<0,073	0,5

<sup>1</sup> Fuente: (Decreto 1594, 1984)

<sup>2</sup> En la norma reglamenta el cromo <sup>+6</sup> y en el análisis se hizo para cromo total.

\* Se hace la aclaración que el análisis del lixiviado es realizado dentro del relleno sanitario y que no corresponde a la concentración del vertimiento, el cual es regulado por la norma citada.

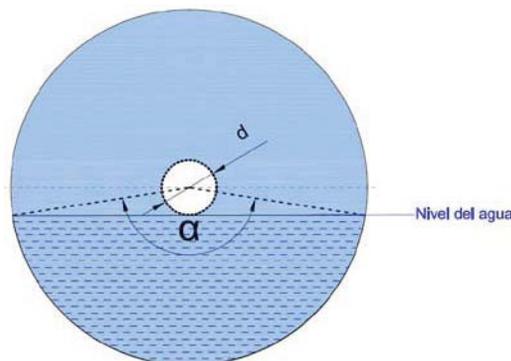
A partir de las especificaciones técnicas establecidas en el numeral 6.1.2.1 y las caracterizaciones de lixiviado de la Tabla 16, se calcularon otros parámetros de diseño que a continuación se muestran.

## 7.1.2 OTROS PARÁMETROS DE DISEÑO

### 7.1.2.1 Área Efectiva de discos para el tratamiento

De acuerdo con el numeral 6.1.2.1 en los literales b) y c), se calcula un área total de superficie equivalente a 5,10 m<sup>2</sup>, no obstante como se sumerge el 40% del área del disco, habrá una superficie en el centro del disco que no está en contacto con el agua y que es ocupado por el eje, tal como se muestra en la Figura 10.

Figura 10. Superficie de Disco sumergida sin acotaciones



El área no sumergida debe restarse porque no aporta biopelícula y por lo tanto tampoco al tratamiento. Ese cálculo se hace mediante la Ecuación 16:

$$A = \left( \frac{\pi D^2}{4} \times n_T \times 2 \right) - \left( \frac{\pi d^2}{4} \times n_T \times 2 \right) \xrightarrow{\text{Simplificando ...}} A = \frac{\pi}{2} \times n_T \times (D^2 - d^2)$$

Ecuación 16. Área Efectiva de Discos para tratamiento

Donde

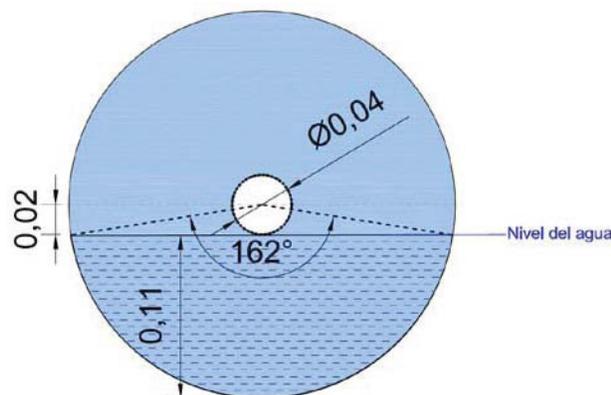
- A: Área efectiva de los discos (m<sup>2</sup>)
- n<sub>T</sub>: número de discos en el reactor
- D: Diámetro del disco (m)
- d: diámetro de superficie no sumergida (m)

Para calcular el área es necesario primero hallar “d”, y éste se determina a partir del ángulo “α”. De acuerdo con varios autores, cuando se trabaja con un porcentaje de sumergencia del 40%, el ángulo “α” que subtiende la superficie mojada con vértice en el centro del disco es igual a 162° (Diez y Gómez, 1999; Rana y Khare, 2002). El valor de “d” para ese ángulo dio 0,04 m, el cual puede hallarse por trigonometría o mediante cálculos hechos en AutoCad.

$$\text{Por lo tanto } A = \frac{\pi}{2} \times 48 \times (0,26^2 - 0,04^2) \rightarrow A = 5,0 \text{ m}^2$$

Los datos calculados se muestran en la Figura 11.

Figura 11. Superficie de Disco sumergida con acotaciones



### 7.1.2.2 Características Agua residual – Caudal

Teniendo en cuenta la Ecuación 6 se determinó el Caudal a partir de la carga orgánica de Diseño (18 g DQO/m<sup>2</sup>.d), el área efectiva de los discos (5,0 m<sup>2</sup>) y la concentración de afluente promedio (9,0 g/L de DQO).

$$Q = \frac{CO \times A}{C} \longrightarrow Q = \frac{18 \text{ g DQO} / \text{m}^2 \cdot \text{d} \times 5,0 \text{ m}^2}{9,0 \text{ g DQO} / \text{L}} = 10 \text{ L/d}$$

Ecuación 17. Caudal teniendo en cuenta la carga orgánica.

De acuerdo con la Ecuación 17 se halló el Caudal del afluente, el cual se obtuvo a **10 L/d (o 6,94 ml/min)**. Se hace importante comentar que aunque se trabaja con un caudal fijo, es imposible garantizar una misma carga orgánica cada día puesto que la concentración del afluente (lixiviado) puede variar dependiendo de la muestra colectada o en su transporte y almacenamiento. Sin embargo, este aspecto no es un inconveniente ya que pequeñas variaciones de concentraciones no afecta significativamente la carga ni mucho menos el desempeño del reactor ya que se sigue operando a una carga orgánica situada en el rango óptimo.

Debe aclararse que para el modelo a escala laboratorio se calculó el caudal necesario a tratar a partir de las dimensiones establecidas. En el caso de modelos a escala real debe hacerse lo contrario, es decir, conocer el caudal y a partir de ello establecer la carga orgánica superficial y el área de discos necesario.

### 7.1.2.3 Especificaciones del tanque para el reactor

Considerando el espaciamiento entre discos (6,2 mm), el espesor de discos (3,1 mm) y el espaciamiento entre la división de etapas y disco (2,5 cm), se establecen otras dimensiones como la longitud y el volumen del reactor.

#### a) Longitud del reactor

La longitud del tanque se establece sumando el espacio necesitado para los 48 discos con sus respectivos espaciamientos, de acuerdo con las siguientes consideraciones.

Para la longitud de cada etapa se determina así:

$$l = e \cdot n + a(n - 1) + 2b$$

## Ecuación 18. Longitud de cada etapa

Donde

- l: longitud de cada etapa (cm)
- e: espesor de los discos (cm)
- n: número de discos por etapa
- a: distancia entre discos (cm)
- b: distancia entre disco-etapas (cm)

$$\text{Por lo tanto } l = 0,31 \text{ cm} \times 12 + 0,62 \text{ cm} (12 - 1) + 2 \times 2,5 \text{ cm} \rightarrow l = 15,54 \text{ cm}$$

Para la longitud total del reactor se determina sumando la longitud de cada etapa

$$L = \sum_{i=1}^N l_i \quad \text{ó} \quad L = l \times N \quad \text{Si cada etapa tiene la misma longitud}$$

## Ecuación 19. Longitud del reactor

Donde

- L: longitud del reactor (cm)
- N: número de etapas en el reactor

$$\text{Por lo tanto } L = 15,54 \text{ cm} \times 4 \rightarrow L = 62,2 \text{ cm}$$

**b) Volumen efectivo del reactor**

El volumen efectivo del reactor se determina calculando la capacidad del tanque y se le resta el volumen de la porción sumergida de los discos, el cual se muestra en la Ecuación 20:

Volumen Efectivo del reactor ( $V_R$ ) = Capacidad del tanque - Volumen sumergido de los discos

$$V_R = (A_t \times L) - (A_d \times P \times e \times n_T)$$

## Ecuación 20. Volumen efectivo del reactor

Donde

- $V_R$ : Volumen efectivo del reactor
- $A_t$ : Área transversal de agua en el tanque (hallada en AutoCad) ( $m^2$ )
- L: longitud del reactor (m)
- $A_d$ : Área sumergida de cada disco ( $m^2$ )
- P: proporción de área sumergida del disco
- e: espesor de los discos (m)
- $n_T$ : número de discos en el reactor

$$\text{Por lo tanto } V = (0,0251 \text{ m}^2 \times 0,622 \text{ m}) - \left( \frac{\pi \times (0,26 \text{ m})^2}{4} \times 0,4 \times 0,0031 \text{ m} \times 48 \right)$$

$$\rightarrow V = (0,0156 \text{ m}^3) - (0,00316 \text{ m}^3) \rightarrow V = 0,0124 \text{ m}^3 \text{ ó } 12,4 \text{ L}$$

### **c) Relación Volumen del reactor/Área de Medio**

Si se haya la relación entre el volumen del tanque y el área del medio resultaría en una proporción de  $0,0025 \text{ m}^3/\text{m}^2$  ( $0,0124\text{m}^3/5\text{m}^2$ ) siendo casi la mitad al volumen óptimo estimado por Metcalf & Eddy (1996) enunciado en el numeral 3.2.5.4. Para este caso donde se diseña un reactor a escala laboratorio, se obtuvo más volumen de tanque por área de medio en comparación con un reactor a escala real, esto se debe a que aunque hay parámetros que se escalan como el área de los discos, el espaciamiento entre ellos no puede ser escalado y por lo tanto tampoco reducido y esa situación radica en la necesidad de tener más volumen de tanque para albergar los discos con su espaciamiento. Si se reduce el espaciamiento como manera para cumplir con la proporción puede generarse obstrucciones entre discos y la biopelícula crecería formando un conglomerado entre todos los discos sin separación, impidiendo la oxigenación de la misma y propiciando condiciones de anaerobiosis que afectarían notablemente la operación.

### **d) Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)**

El TRH resulta a partir de la división entre el volumen efectivo del reactor y el caudal de diseño. Para este diseño el TRH es de 30 h, lo cual resulta alto en comparación a los criterios técnicos enunciados en la Tabla 9 y se debe a un volumen grande de tanque relativamente en comparación con el caudal que es bajo. El volumen alto del reactor está justificado en lo comentado en el literal c) (*Relación Volumen del reactor/Área de Medio*). El caudal bajo se debe a la alta concentración orgánica del afluente (lixiviado), por lo tanto, para satisfacer la carga orgánica de diseño no requiere de mucho caudal. Si la concentración fuera más baja requeriría mucho más caudal para satisfacer la carga orgánica de diseño y disminuiría el TRH.

### **e) Sedimentador secundario**

Es insuficiente la información existente sobre diseño de Sedimentadores secundarios utilizando Biodiscos a pequeña escala como tratamiento biológico. Para su diseño, se consideró inicialmente el tiempo de retención hidráulica (TRH) de 4 horas que establece Romero Rojas (2008). No obstante, al analizarse también que el caudal es relativamente bajo como consecuencia a su alta concentración,

entonces diseñar el sedimentador para un TRH de 4 h sería demasiado pequeño e inoperante porque habría riesgo de resuspender biomasa sedimentada. Por lo tanto, se duplicó el TRH a 8 h y con base a ese dato se calculó el volumen del sedimentador y su longitud, teniendo en cuenta que el ancho del sedimentador es el mismo del tanque porque hacer parte del mismo tubo.

El volumen requerido teniendo en cuenta el TRH se calcula así:

$$V_{Sed} = (TRH \times Q)$$

**Ecuación 21. Volumen del Sedimentador**

Donde

$V_{Sed}$ : Volumen del sedimentador (L)  
 TRH: Tiempo de Retención Hidráulica (h)  
 Q: Caudal (L/h)

$$\text{Por lo tanto } V_{Sed} = (8 \text{ h} \times 0,417 \text{ L/h}) \rightarrow V_{Sed} = 3,33 \text{ L}$$

Para hallar su longitud, se tiene en cuenta el volumen del sedimentador y el Área transversal del sedimentador, el cual es la misma  $A_t$  porque conserva el mismo nivel del agua. Se halla teniendo en cuenta la Ecuación 22:

$$L_{Sed} = \frac{V_{Sed}}{A_t}$$

**Ecuación 22. Longitud del Sedimentador**

Donde

$L_{Sed}$ : Longitud del sedimentador (m)  
 $A_t$ : Área transversal de agua en el tanque (hallada en AutoCad) ( $m^2$ )

$$\text{Por lo tanto } L_{Sed} = \frac{0,00333 \text{ m}^3}{0,0251 \text{ m}^2} \rightarrow L_{Sed} = 0,131 \text{ m } \text{ ó } 13,1 \text{ cm}$$

#### **7.1.2.4 Diseño Mecánico - Transmisión**

El diseño de la parte mecánica la cual corresponde el sistema de transmisión es frecuentemente omitida porque erróneamente se hace sólo énfasis en el diseño del reactor biológico. En este trabajo se considera importante mostrar los criterios del sistema de transmisión, pues sin un correcto diseño de este sistema (que corresponde poleas, motor, eje) puede incurrirse en problemas mecánicos que no permitiría la rotación de los discos y por lo tanto la operación del reactor se

suspendería. A continuación se mostrará el diseño de la transmisión de acuerdo con especificaciones mecánicas explicadas en la tesis de grado de Diez y Gómez (1999).

#### **a) Eje**

Para el reactor se utilizó un eje de acero inoxidable de **3/4 de pulgada** introducido dentro de un tubo de PVC de diámetro de **15/16 pulgadas (0,0238 m)** para evitar la corrosión entre el líquido y el tubo de metal. De acuerdo con el estudio de Diez y Gómez (1999), con ese diámetro definido para el eje permite aguantar cargas de peso más altas de lo usual como la adherencia de biopelícula en los discos o la instalación de más discos. El eje está soportado en ambos extremos por chumaceras para facilitar el giro y éstas a su vez se apoyan en el soporte del tanque.

#### **b) Motor**

Para la selección del motor se tuvo en cuenta los siguientes aspectos: Planta piloto con dimensiones pequeñas, eje soportado por chumaceras que ofrecen poca fricción, los discos estarían parcialmente sumergidos en agua por lo tanto existe una fuerza de repulsión que permite facilitar aun más el giro y que la velocidad de giro de discos es sólo de 9 RPM. Con todas estas características descritas se deduce el requerimiento de un motorreductor de poca potencia. La selección del motor se hizo a partir de la asesoría del proveedor del motorreductor (GIRAVAN). Las especificaciones se describen en la Tabla 18.

Tabla 18. Especificaciones técnicas del motorreductor

<b>Especificaciones del motorreductor</b>	
<b>Marca</b>	JWD Motor Co. Ltd
<b>Modelo Motor</b>	90YYJ90-3
<b>Modelo Reductor</b>	90GS-43
<b>Fase</b>	Monofásico
<b>Potencia</b>	90 W $\approx$ 1/8 hp
<b>Voltaje</b>	220 V
<b>Amperaje</b>	0,72 A
<b>Ciclos</b>	60 Hz
<b>RPM externas</b>	43 RPM

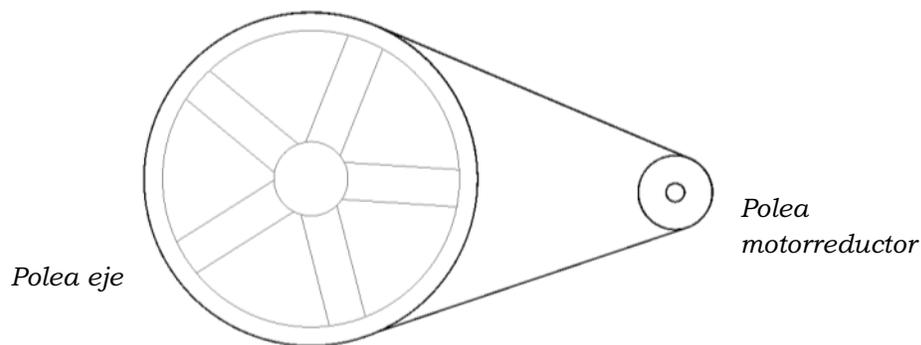
### c) Elementos de transmisión de potencia

De acuerdo con varios estudios de Biodiscos a pequeña escala y al trabajo de Diez y Gómez (1999), se optó por la transmisión mediante poleas y correas, debido a su simplicidad en su operación, mantenimiento y bajos costos.

### d) Cálculo de la dimensión de poleas

Teniendo en cuenta que las RPM entregadas por el motorreductor (43 RPM) son mayores a las necesitadas en el eje (9 RPM), entonces se debe instalar una polea de menor diámetro en el motorreductor y mayor para la polea del eje para poder reducir la velocidad angular hasta la requerida, tal como se muestra en la Figura 12. Por lo tanto se eligió para el motorreductor la polea más pequeña que se pudo conseguir comercialmente (**0,0508 m = 2 in**)

Figura 12. Diseño para las poleas del motorreductor y del eje



Ambas poleas deben tener la misma velocidad lineal, por lo tanto esta consideración se puede representar con la Ecuación 23:

$$W_m \times \left(\frac{D_m}{2}\right) = W_e \times \left(\frac{D_e}{2}\right)$$

Ecuación 23. Velocidades lineales entre poleas.

Donde

- $W_m$ : Velocidad angular del motorreductor (RPM)
- $D_m$ : Diámetro de la polea del motorreductor (m)
- $W_e$ : Velocidad angular del eje (RPM)
- $D_e$ : Diámetro de la polea del eje (m)

$$\text{Por lo tanto } 43 \text{ RPM} \times \left(\frac{0,0508 \text{ m}}{2}\right) = 9 \text{ RPM} \times \left(\frac{D_e}{2}\right) \rightarrow D_e = 0,24 \text{ m}$$

Teniendo en cuenta los diámetros que se consiguen comercialmente, se eligió la polea de **9 in (0,23 m)**.

**Las poleas fueron conseguidas de aluminio** con el objetivo de evitar la corrosión, influenciado por estar en un ambiente húmedo con probabilidad de contacto directo con el agua residual.

#### ***e) Velocidad de rotación de los discos corregida***

De acuerdo con la elección de las poleas se establece la Velocidad REAL de rotación de los discos teniendo en cuenta la Ecuación 23.

$$\text{Por lo tanto } 43 \text{ RPM} \times \left(\frac{0,0508 \text{ m}}{2}\right) = W_e \times \left(\frac{0,23}{2}\right) \rightarrow W_e = 9,5 \text{ RPM}$$

Como la velocidad angular varió muy poco, entonces se sigue teniendo una velocidad menor a la velocidad crítica.

#### ***f) Diseño de la correa***

- Determinación del tipo de correa.

Existen diferentes tipos de correa (A, B, C y D). Su elección depende de la potencia del motor y las revoluciones del eje más rápido. Para motores de baja potencia, y de poca velocidad de giro se escoge la correa con **perfil Tipo A**.

- Determinación de la distancia entre los centros de las Poleas

Para determinar la distancia entre de centros se aplica la Ecuación 24:

$$D_m < C_e < 3 (D_m + D_e)$$

**Ecuación 24. Distancias entre centros de poleas.**

Donde

$C_e$ : Distancia entre centros

$$\text{Por lo tanto: } 0,23 \text{ m} < C_e < 0,84 \text{ m}$$

La Ecuación anterior no establece un dato específico sino que ofrece un rango en el cual debe estar la distancia entre los centros de las poleas. Teniendo en cuenta las dimensiones del reactor, se seleccionó una distancia cercana al límite inferior, por lo tanto se seleccionó una **distancia entre centros de 0,25 m (9,84 in)**.

- Determinación de la longitud de la correa

Para determinar la longitud se aplica la Ecuación 25:

$$L_p = 2C_e + 1,57 (D_e + D_m) + \frac{(D_e - D_m)^2}{4C_e}$$

Ecuación 25. Longitud de la correa.

Donde

- $C_e$ : Distancia entre centros (in)  
 $D_m$ : Diámetro de la polea del motorreductor (in)  
 $D_e$ : Diámetro de la polea del eje (in)  
 $L_p$ : Longitud de la correa (calculada) (in)

$$\text{Por lo tanto } L_p = 2(9,84) + 1,57 (9 + 2) + \frac{(9 - 2)^2}{4(9,84)} \rightarrow L_p = 38,1 \text{ in}$$

Teniendo en cuenta las correas que se consiguen comercialmente, se eligió la correa de **38 in (0,965 m) con Perfil A.**

Generalmente en las transmisiones con correas se obtienen unas pérdidas que afectan la potencia y se deben aplicar unos factores de corrección. No obstante para el caso de este diseño donde se trabaja con baja potencia, a bajas velocidades de giro y está operando sin sobrecargas no se hace necesario calcularlas.

#### **7.1.2.5 Compendio de las especificaciones técnicas**

Teniendo en cuenta que se determinaron muchas especificaciones técnicas, a continuación se muestra el resumen de los numerales 6.1.2.1 y 7.1.2 con sus respectivas ecuaciones y variables de diseño.

Tabla 19. Resumen Especificaciones técnicas del diseño del reactor de Biodiscos

VARIABLE	ECUACIÓN	VALORES	RESULTADO
<b>ESPECIFICACIONES TÉCNICAS ESTABLECIDAS PREVIAMENTE (Numeral 6.1.2.1)</b>			
Porcentaje de área sumergida del disco			40%
Diámetro de los discos			0,26 m
Espesor de los discos			3,1 mm
Material Discos y subdivisiones de Etapas			Poliestireno
Material Tanque			PVC Novafort
Etapas en el reactor			4
Número de Discos			48
Espaciamientos entre discos			6,2 mm
Espaciamiento entre disco y división de etapa.			2,5 cm
Velocidad de rotación de los discos (previo)			9 RPM (0,12 m/s)
Diámetro interno del tanque			0,28 m
Sistema de Recirculación			No posee
Material del soporte del reactor			“Formaleta T”
<b>ESPECIFICACIONES TÉCNICAS CALCULADAS (Numeral 7.1.2)</b>			
Área Efectiva de discos para tratamiento	$A = \frac{\pi}{2} \times n_T \times (D^2 - d^2)$	n <sub>T</sub> : 48 D: 0,26 m d: 0,04 m	A = 5 m <sup>2</sup>
Características Agua residual – Caudal	$Q = \frac{CO \times A}{C}$	CO: 18 g DQO/m <sup>2</sup> .d C: 9 g/L A: 5,0 m <sup>2</sup>	Q = 10 L/d
Longitud de cada etapa	$l = e \cdot n + a(n - 1) + 2b$	e: 0,31 cm n: 12 a: 0,62 cm b: 2,5 cm	l = 15,54 cm

VARIABLE	ECUACIÓN	VALORES	RESULTADO
<b>Longitud del reactor</b>	$L = l \times N$	l: 15,54 cm N: 4	L = 62,2 cm
<b>Volumen efectivo del reactor</b>	$V_R = (A_t \times L) - (A_d \times P \times e \times n_T)$	A <sub>t</sub> : 0,0251 m <sup>2</sup> L: 0,622 m A <sub>d</sub> : 0,053 m P: 0,4 e: 0,0031 m n <sub>T</sub> : 48	V = 0,0124 m <sup>3</sup> ó 12,4 L
<b>Volumen del sedimentador</b>	$V_{Sed} = (TRH \times Q)$	TRH: 8 h Q: 0,417 L/h	V <sub>Sed</sub> = 3,33 L
<b>Longitud del sedimentador</b>	$L_{Sed} = \frac{V_{Sed}}{A_t}$	V <sub>Sed</sub> : 0,00333 m <sup>3</sup> A <sub>t</sub> : 0,0251	L <sub>Sed</sub> = 0,131 m ó 13,1 cm
<b>Diámetro Eje</b>			3/4 in, introducido dentro de un tubo de PVC de diámetro de 15/16 in (0,0238 m)
<b>Material Eje</b>			Acero Inoxidable
<b>Motor (Potencia)</b>			90 W ≈ 1/8 hp
<b>RPM externas del motor</b>			43 RPM
<b>Elementos de transmisión de potencia</b>			Transmisión mediante poleas y correas
<b>Diámetro escogido para la polea del motorreductor</b>			0,0508 m (2 in)
<b>Diámetro para la polea del eje (calculado)</b>	$W_m \times \left(\frac{D_m}{2}\right) = W_e \times \left(\frac{D_e}{2}\right)$	W <sub>m</sub> : 43 RPM D <sub>m</sub> : 0,0508 m W <sub>e</sub> : 9 RPM	D <sub>e</sub> = 0,24 m
<b>Diámetro para la polea del eje (seleccionado)</b>			D <sub>e</sub> = 0,23 m

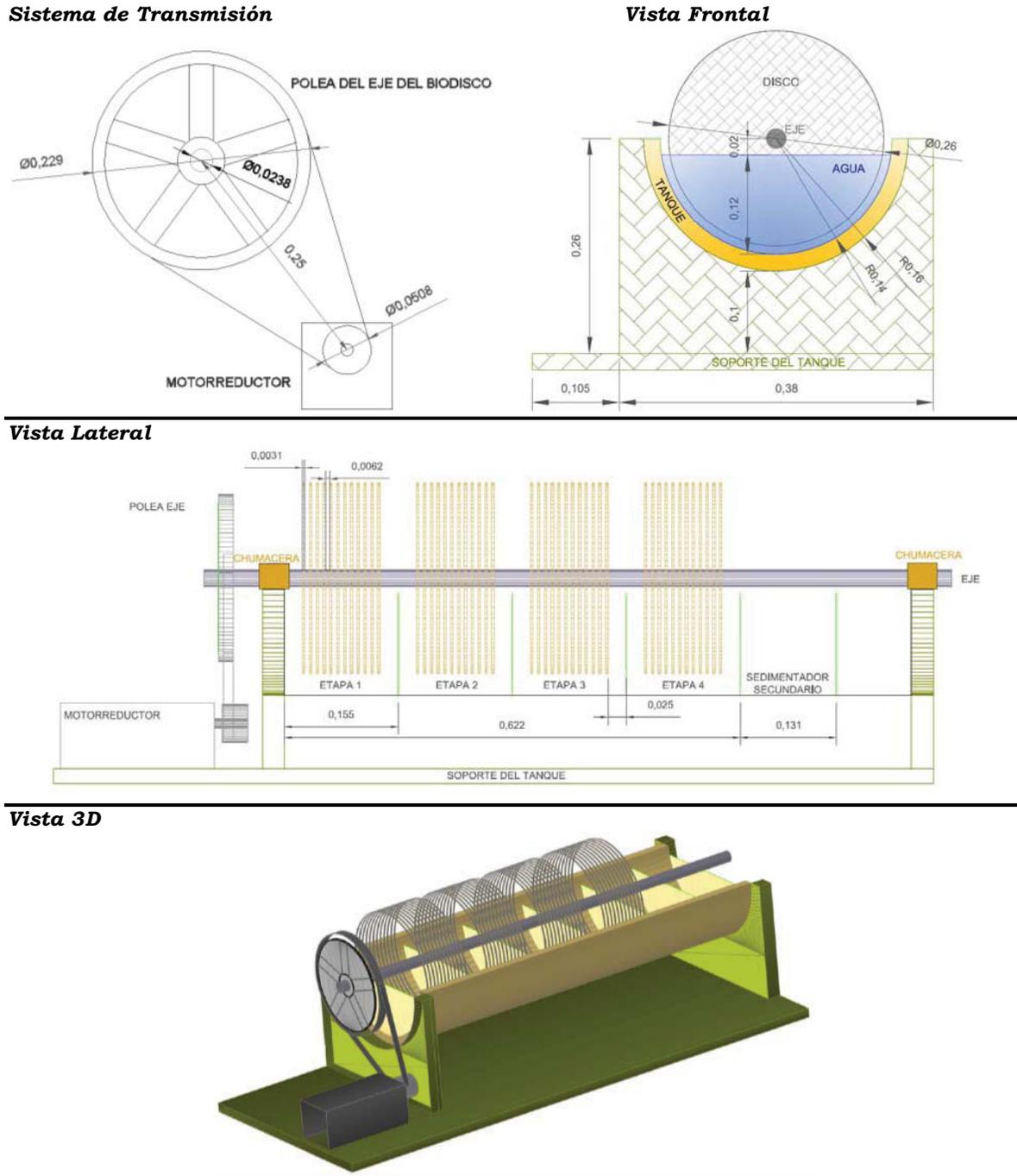
VARIABLE	ECUACIÓN	VALORES	RESULTADO
<b>Velocidad de rotación de los discos corregida</b>	$W_m \times \left(\frac{D_m}{2}\right) = W_e \times \left(\frac{D_e}{2}\right)$	W <sub>m</sub> : 43 RPM D <sub>m</sub> : 0,0508 m D <sub>e</sub> : 0,23 m	→ W <sub>e</sub> = 9,5 RPM
<b>Material de las poleas</b>			Aluminio
<b>Tipo de correa</b>			Perfil Tipo A
<b>Rango para la distancia entre centros de poleas</b>	$D_m < C_e < 3 (D_m + D_e)$	D <sub>m</sub> : 0,0508 m D <sub>e</sub> : 0,23 m	0,23 m < C <sub>e</sub> < 0,84 m
<b>Distancia entre centros (seleccionada)</b>			0,25 m (9,84 in)
<b>Longitud de la correa (calculada)</b>	$Lp = 2C_e + 1,57 (D_e + D_m) + \frac{(D_e - D_m)^2}{4C_e}$	C <sub>e</sub> : 9,84 in D <sub>m</sub> : 2 in D <sub>e</sub> : 9 in	Lp = 38,1 in
<b>Longitud de la correa (seleccionada)</b>			Lp = 38 in (0,965 m)

En el Anexo 1.1.1 ( TABLA ) se listan todas las variables, unidades y abreviaturas organizadas en orden alfabético para facilitar la búsqueda de los significados.

### 7.1.2.6 Esquema del Diseño

A continuación se muestra un esquema general del diseño. Cada componente del reactor será mostrado detalladamente y a escala en el ANEXO 11.7.

Figura 13. Esquema General del diseño (sistema de transmisión – vista frontal – vista lateral – vista 3D)



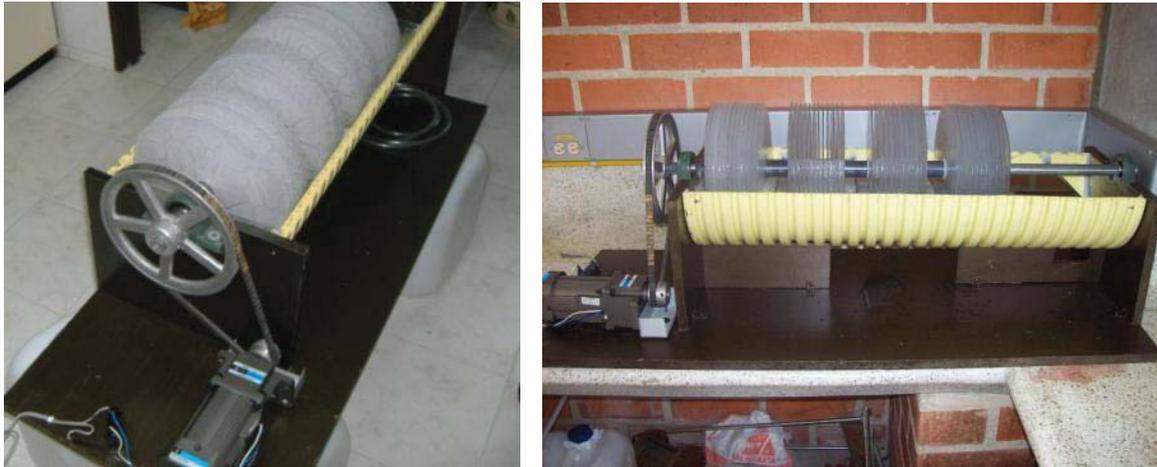
### 7.1.3 ENSAMBLAJE DEL REACTOR

De acuerdo con los cálculos del diseño, los materiales escogidos para cada componente y los planos elaborados, se procedió al ensamblaje del reactor. En la Ilustración 16 se muestra cada uno de los componentes por separado que hacen parte del reactor y en la Ilustración 17 se muestra el reactor ya construido.

Ilustración 16. Componentes para el ensamblaje del reactor



Ilustración 17. Reactor Biodiscos a Escala Laboratorio



## 7.2 OPERACIÓN DE LOS BIODISCOS

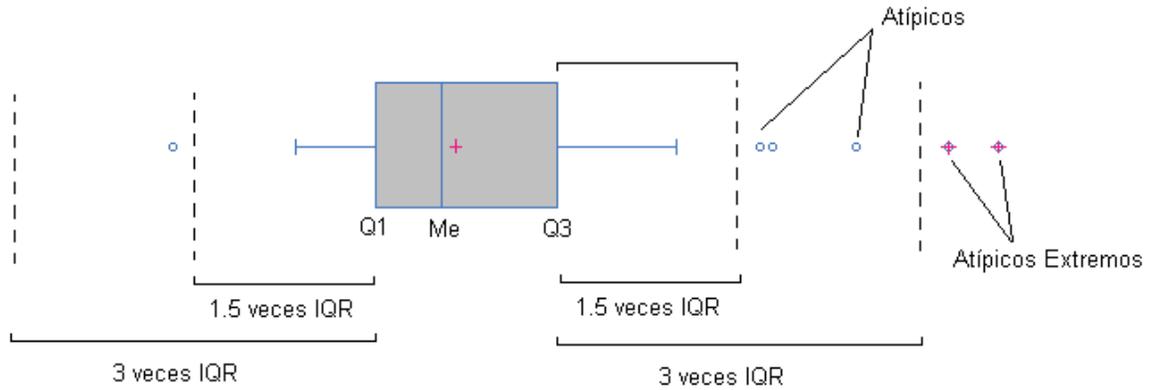
### 7.2.1 CONDICIONES AMBIENTALES (MONITOREO)

En esta sección se describirá el comportamiento obtenido en cada una de las etapas del reactor con respecto a la temperatura, pH y OD. Es necesaria esta medición pues hasta el momento no ha sido documentado este comportamiento ni sus causas de sus variaciones, lo cual ha sido objeto de esta investigación. Su medición se hace importante pues el OD mantiene las condiciones para que ocurran los procesos de degradación por vía aerobia, el pH puede afectar el desarrollo de poblaciones microbiológicas y la temperatura hace variar la actividad microbiana lo que se refleja en las eficiencias de remoción.

Para los datos obtenidos de la Temperatura, pH y OD se les hizo un análisis estadístico basado en la gráfica de **cajas y bigotes (Box and Whisker Plots)** mediante el Software Statgraphics. La representación mediante el gráfico de cajas y bigotes es una manera de resumir una serie de datos, mostrando su media y la dispersión. Esta gráfica fue desarrollada en 1977 por John Tukey, en la cual se resume la información utilizando 6 medidas estadísticas: el valor mínimo, el primer cuartil (Q1), la mediana, la media, el tercer cuartil (Q3) y el valor máximo.

En la Figura 14 se representa cada uno de estos datos.

Figura 14. Representación de una gráfica de cajas y bigotes



Fuente: (Palomino, 2009)

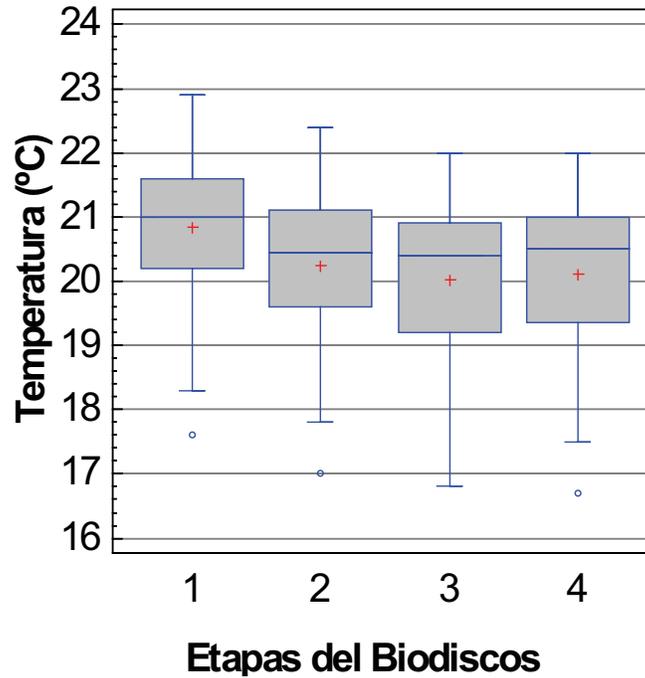
La caja muestra el 50% de los datos. La línea y el signo “más” dibujados dentro de la caja, muestran la mediana y la media respectivamente. El límite inferior de la caja es el primer cuartil (Q1) y el límite superior es el tercer cuartil (Q3).

Junto a la caja se une una línea a cada lado llamadas “bigotes”. Los bigotes son dibujados desde el límite del cuartil hasta 1,5 veces el **rango intercuartílico (IQR)**, siendo IQR la diferencia entre Q3 y Q1. Datos que están a más de 1,5 veces del IQR son considerados **atípicos** y son representados como pequeños círculos individuales. Los puntos que quedan a más de 3 veces del IQR por encima o por debajo de la caja son considerados como datos **atípicos extremos** y se representan como pequeños círculos con un signo “más” en su interior (Minnaard et al, 2005; Statgraphics Plus, 2005; Palomino, 2009).

A continuación se muestra los resultados de cada variable monitoreada con su respectivo análisis.

### 7.2.1.1 Temperatura

Figura 15. Comportamiento de la temperatura en las diferentes etapas del reactor



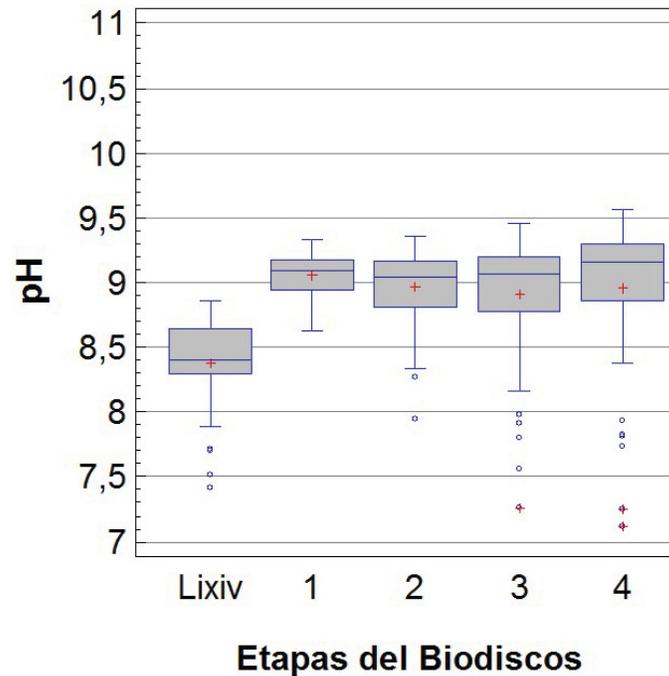
La temperatura es un parámetro esencial para el buen funcionamiento del sistema de Biodiscos puesto que está directamente relacionado con el desarrollo de los procesos biológicos y la actividad microbiana. Para la variable TEMPERATURA se obtuvo una media en el reactor de  $20,3 \pm 1,1$  °C, con un mínimo de 16,7 °C y un máximo de 22,9 °C. Como se muestra en la Figura 15, las temperaturas en cada etapa tienen un rango muy similar, lo que demuestra que no existe un factor predominante que haga variar ostensiblemente la temperatura de una etapa a otra. El clima es el factor principal que modifica la temperatura del agua del Biodiscos, sin embargo hay otros factores que también influyen en la temperatura como las reacciones endotérmicas y exotérmicas que ocurren dentro del reactor a partir de los procesos biológicos, sin embargo son insignificantes para la variación de la temperatura.

Se debe aclarar que la temperatura diaria registrada se obtenía simultáneamente con el equipo de medición de Oxígeno Disuelto, entonces se puede dar temperaturas más bajas al amanecer o más altas en horas posteriores a la medición, aunque las variaciones de la temperatura del agua no son tan amplias como se puede dar con la temperatura terrestre debido a su alta capacidad calorífica, en el cual el agua puede absorber grandes cantidades de calor que utiliza en romper los puentes de hidrógeno y por ende amortigua los cambios de temperatura (Universidad Nacional de Colombia, 2009). Se descarta también

variaciones considerables de temperatura en el tiempo, pues al desarrollarse el estudio en la zona ecuatorial no padece de cambios estacionales que pueden influir significativamente en la operación del sistema biológico.

### 7.2.1.2 pH

Figura 16. Comportamiento del pH con el afluente y en las diferentes etapas del reactor



El lixiviado tuvo una ligera basicidad situándose en una media de  $8,38 \pm 0,42$ . Este comportamiento básico se atribuye al nitrógeno amoniacal y a la alta alcalinidad presente en el lixiviado que impide la reducción del pH a pesar de la alta concentración de ácidos grasos volátiles (Borzacconi et al, 1996; Álvarez y Suárez, 2006).

Con respecto al pH en el reactor, el agua presentó un ligero aumento en comparación con el afluente (lixiviado), esto ocurre debido a la degradación de ácidos grasos volátiles (AGV) que son los constituyentes orgánicos principales del lixiviado. Dicho aumento ha sido demostrado investigaciones con otros sistemas de tratamiento. En un estudio realizado en un filtro aerobio con crecimiento adherido se incrementó el pH de 0,5 a 1 unidad de pH (Gálvez et al, 2009). Este comportamiento también fue descrito en un tratamiento de lixiviados viejos (estabilizados), donde describe el aumento aproximado en 1 unidad de pH en la primera etapa y permaneciendo casi en el mismo nivel para las siguientes etapas en el reactor (Moghabghab, 1997)

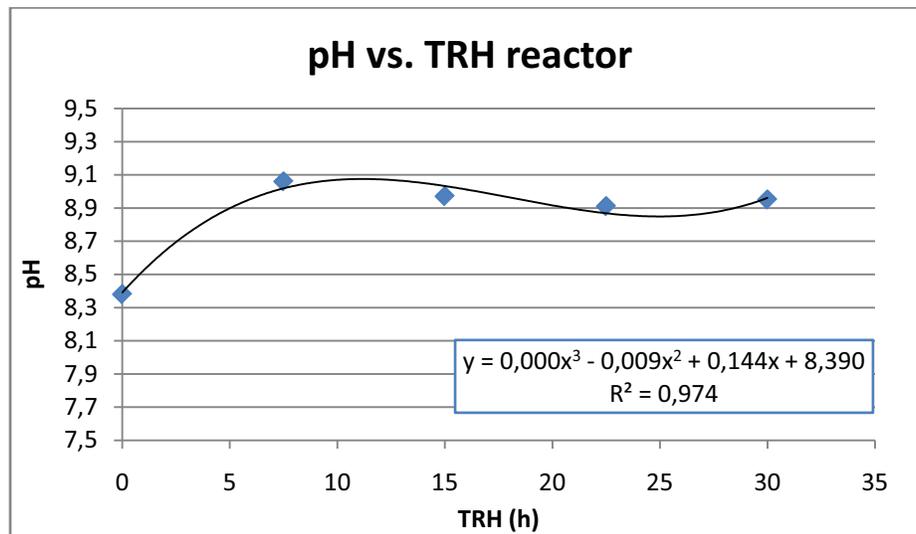
No existe comparativo para este estudio pues no ha sido documentada la evolución del pH en las diferentes etapas de un reactor de Biodiscos para el tratamiento de lixiviado joven (fase acidogénica). Para este estudio se dio un aumento de pH cercano a las 0,6 unidades, estando en el rango enunciado por los estudios anteriores. El aumento del pH se da especialmente en la primera etapa, evidenciando la alta degradación de los AGV (DBO) que ocurre en esta sección, posteriormente el pH permanece con pocas variaciones hasta el efluente.

Los valores de pH encontrados en el reactor para esta investigación se sitúa con una media de 9,06; 8,97; 8,91; 8,95 para las etapas 1, 2, 3 y 4 respectivamente (Figura 16).

La dispersión en los valores de pH del lixiviado se da por la recolección de muestras en diferentes días, lo cual hace cambiar sus características fisicoquímicas dependiendo de las variaciones climáticas y los procesos llevado a cabo in situ.

Si se grafica los datos promedios de pH de la Figura 16 teniendo como eje X el TRH de las etapas del reactor, se puede observar el comportamiento que obtiene el pH con respecto al tiempo.

Figura 17. Comportamiento del pH con respecto al TRH del reactor

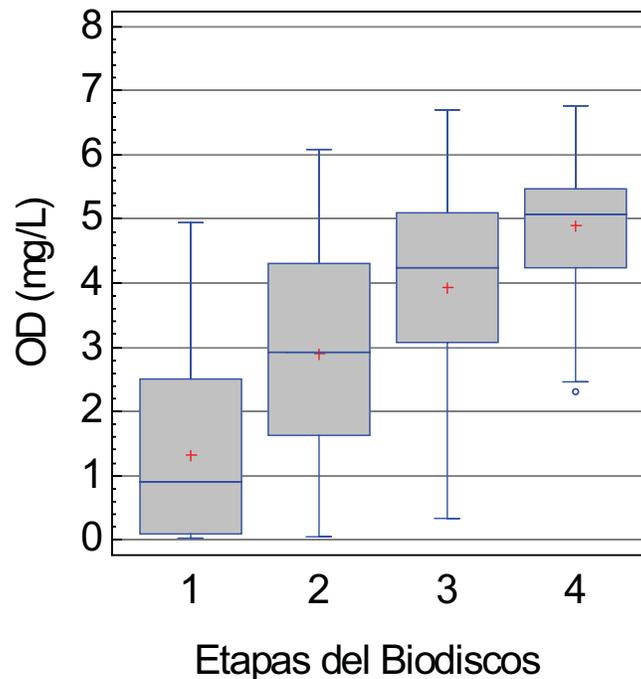


La gráfica muestra el incremento del pH significativo para las primeras 7,5 h correspondientes al tiempo de residencia en la etapa 1. Como se ha comentado, la alta degradación de los AGV en la primera etapa genera ese aumento del pH que luego permanece con muy pocas variaciones durante todo el tiempo de residencia dentro del reactor, evidenciándose que el pH no tiene una tendencia definida a seguir aumentando o disminuyendo con respecto al tiempo.

A pesar de trabajar con variaciones de pH con tendencia a la basicidad se debe comentar que sólo se hizo seguimiento de esta variable sin tomarse acciones para neutralizarlo. Esta decisión se tomó para evaluar la respuesta del reactor (desempeño) frente a estas condiciones, lo cual se pudo comprobar la alta resistencia a este pH sin deteriorar su operación, siendo ésta una de las ventajas de los Biodiscos comentadas en la teoría.

### 7.2.1.3 Oxígeno Disuelto

Figura 18. Comportamiento del Oxígeno Disuelto en las diferentes etapas del reactor



El oxígeno disuelto (OD) tuvo una relación inversa con la carga orgánica contenida en el agua. El OD va aumentando significativamente a medida que va entrando a las etapas posteriores, siendo las medias de 1,3; 2,9; 3,9 y 4,9 mg/L para las Etapas 1, 2, 3 y 4 respectivamente (Figura 18).

El comportamiento del OD en diferentes etapas ha sido descrita por Ayoub et al. (2004) Con un tratamiento de agua sintética mediante un reactor de Biodiscos de 3 etapas, donde se evidencia el aumento gradual del oxígeno disuelto hasta la última, alcanzando hasta un nivel de OD de 7,8 mg/L, no obstante vale aclarar que para aguas residuales y especialmente para los lixiviados no ha sido documentado y por ello la necesidad de analizar este comportamiento, siendo éste uno de los objetivos de esta investigación.

Este comportamiento se debe a que el lixiviado recorre el reactor en el mismo orden, ingresando por la etapa 1 y saliendo por la etapa 4, presentándose en la

primera etapa una mayor carga orgánica porque recibe el lixiviado crudo, no obstante, al ingresar en las etapas posteriores esa carga orgánica va disminuyendo gradualmente hasta la última etapa donde ya se ha tenido una alta depuración del líquido, por ende disminuye la demanda de oxígeno y el OD aumenta.

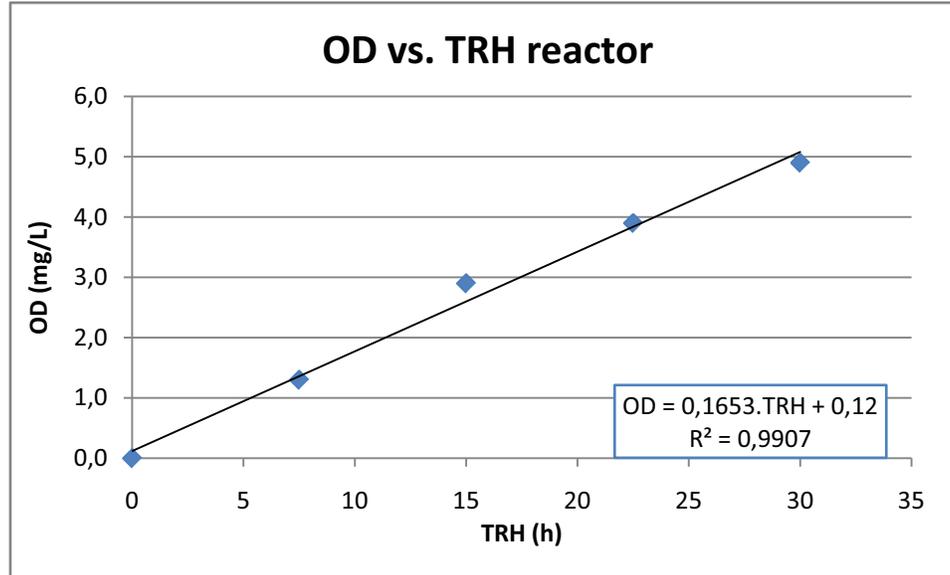
La relación estrecha entre los parámetros carga orgánica y OD se debe a que la degradación aerobia de los compuestos orgánicos necesita de Oxígeno (oxidación) y éste se provee del existente que haya disuelto en el agua, por lo tanto, a mayor carga orgánica habrá mayor demanda de oxígeno y bajará el contenido de OD en el agua.

De acuerdo con este análisis, si se trabaja con una velocidad de giro de discos constante, la variable más significativa que explica la variación del OD en el agua es la carga orgánica, no obstante, no es la única. Existen otros parámetros que pueden incidir en el OD como la concentración de sólidos disueltos, temperatura, presión atmosférica y la demanda de oxígeno por materia orgánica asentada en el reactor (Demanda Béntica de Oxígeno).

Mediante la Figura 18, se puede observar el rango amplio de oxígeno disuelto que se presentó en cada una de las etapas, el cual varió desde 0,03 hasta 6,76 mg/L. Sin embargo, el 50% de los niveles de oxígeno medidos para cada etapa estuvo en un rango aproximado a los 2 mg/L, siendo mucho menor la variación para las últimas etapas. Esta situación se explica por la degradación (oxidación) que padecen los compuestos orgánicos en las primeras 2 etapas y por ende el agua cuando llega a las etapas 3 y 4 se encuentra con un alto grado de estabilización sin afectar significativamente el nivel de OD.

Al igual como el análisis realizado con pH, graficando los datos promedios de OD de la Figura 18 y en el eje X el TRH de las etapas del reactor, se puede observar la evolución del OD con respecto al tiempo.

Figura 19. Comportamiento del OD con respecto al TRH del reactor



El punto (0,0) corresponde al lixiviado crudo afluente, el cual no posee OD teniendo en cuenta sus características de cargas orgánica y sus condiciones anaerobias predominantes. La figura muestra que existe un comportamiento lineal existente entre el OD y el tiempo de residencia, mostrando una proporcionalidad debido a la tasa constante de oxigenación por etapa, si se tiene en cuenta que cada etapa tiene los mismos discos y a las mismas velocidades de giro.

Cabe aclarar que este comportamiento no puede extrapolarse para mayores TRH con la misma tendencia lineal pues tomará luego una asíntota correspondiente a la concentración de Saturación de OD, la cual se obtiene a los 7,6 mg/L para las condiciones de Medellín (640 mmHg y 20°C).

La media global de concentración de OD en el reactor es 3,3 mg/L, lo que demuestra una buena oxigenación del agua y una cantidad de oxígeno suficiente para que se lleven a cabo las reacciones bioquímicas necesarias para los procesos aerobios, los cuales se garantiza con un OD mayor a 0,5 mg/L (Romero Rojas, 2008). No obstante, vale destacar que se pudo encontrar niveles de oxígeno disuelto en la etapa 1 que estuvo incluso inferior a 0,5 mg/L. Se encontró que el 50% de las mediciones realizadas para esta etapa estaban por debajo de 0,8 mg/L (mediana), esto demuestra que los niveles bajos de OD se dieron con frecuencia pero sin presentarse condiciones de anaerobiosis ni afectaciones a la operación del reactor. Esta condición se corroboró con la imperceptibilidad de olores desagradables, los cuales se pueden evidenciar en un tratamiento biológico en

condiciones anaerobias por la producción de ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ). Otro problema descartado que está asociado a los bajos niveles de OD es la sobrecarga en la primera etapa. La sobrecarga puede evidenciarse con el crecimiento excesivo de biopelícula que incluso forma “puentes de biopelícula” entre discos. La sobrecarga es una condición ideal para que prospere la especie filamentosa *Beggiatoa*, la cual no se encontró en la observación microscópica que se hizo a la biopelícula (Ver numeral 7.2.2). Esto infiere la capacidad del sistema a aguantar condiciones bajas de OD sin afectar su operación, ya que la biopelícula constantemente está siendo expuesta a la atmósfera y retoma oxígeno sin que hayan limitaciones.

#### **7.2.1.4 Alcalinidad**

Los resultados de alcalinidad son mostrados y analizados conjuntamente con las remociones de Nitrógeno en el numeral 7.2.3.2 literal c), puesto que para que se den procesos de nitrificación – desnitrificación es necesario tener en cuenta este parámetro.

### **7.2.2 SEGUIMIENTO MICROBIOLÓGICO**

Este componente ha sido otro valor agregado de esta investigación, pues en los estudios realizados de tratamiento de lixiviados con Biodiscos no se había monitoreado las poblaciones microbiológicas representativas, siendo éste un componente importante debido al rol fundamental que cumplen los microorganismos dentro de la remoción de contaminantes.

La identificación de los principales grupos microbiológicos presentes en el reactor de Biodiscos es documentado en el ANEXO 11.3, registrados para cada etapa del reactor.

#### **7.2.2.1 Características de la Biopelícula**

La apariencia física de la biopelícula fue observada y documentada. Su aspecto es una lama gelatinosa que variaba sus características de acuerdo con las condiciones de cada etapa. A continuación se describen los principales aspectos de la biopelícula formada en el reactor.

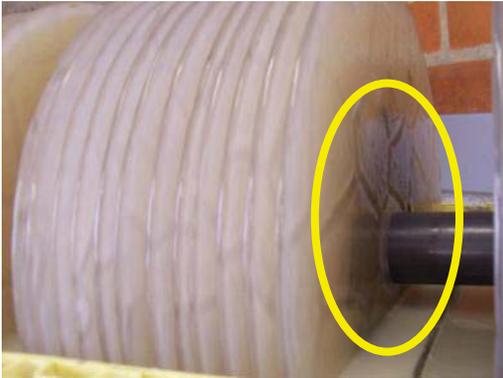
- Inicialmente la adherencia y crecimiento de la biopelícula se presentó en el centro del disco y se fue extendiendo hacia los extremos hasta cubrir toda la superficie (Ilustración 18- **a**). Posteriormente la biopelícula va aumentando su espesor siendo de mayor dimensión en la etapa 1 y disminuyendo gradualmente hasta la etapa 4 donde es más delgada. Este mismo comportamiento fue descrito por varios autores (Kinner et al, 1983; Martín-Cereceda et al, 2001; Welter et al, 2004). Generalmente el espesor de la biopelícula varía dependiendo de la carga y no es uniforme en toda la

superficie del disco. Los espesores obtenidos para las etapas 1, 2, 3 y 4 fueron aproximadamente de 2 mm, 1,5 mm, 1mm y <1mm respectivamente. En la primera etapa en ocasiones formaron puentes de biopelícula entre discos por el crecimiento de biomasa entre superficies de ambos lados, sin embargo no fueron frecuentes ni de gran tamaño por lo que no afectó la difusión de oxígeno y nutrientes entre agua y biopelícula (Ilustración 18- **b**).

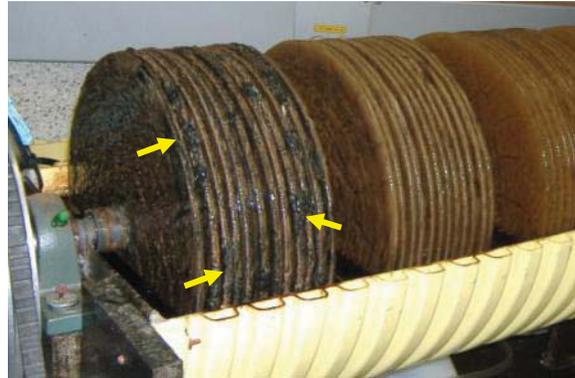
- El color de la biopelícula en la primera etapa estuvo influenciado al color del efluente, seguramente al impregnarse con el líquido y al adherirse constituyentes del agua residual en la biopelícula. En la fase de inoculación, la biopelícula en todas las etapas presentó un color blanco que se debe a la alimentación con leche y no por la presencia de *Beggiatoa*, la cual fue descartada en el seguimiento microbiológico (Ilustración 18- **c**). Posteriormente al alimentarse con lixiviado de Pradera cambió gradualmente su coloración tornándose cada vez más oscuro por el color del lixiviado (Ilustración 18- **d**). Sin embargo en la fase operativa se obtuvo variaciones de color entre etapas, donde se evidenció una coloración gris en las primeras etapas producto de microorganismos heterótrofos oxidantes de materia orgánica carbonosa y una coloración parduzca en las últimas etapas propia de bacterias nitrificantes (Ilustración 18- **e**). Dicha variación de color fue documentada también por otros autores (Grady C. P. L. Jr. et al, 1999; Martín-Cereceda et al, 2001; Welter et al, 2004).

Ilustración 18. Características físicas de la biopelícula

**a)** Desarrollo de biopelícula en el centro del disco



**b)** Puentes de biomasa formada entre discos de la etapa 1



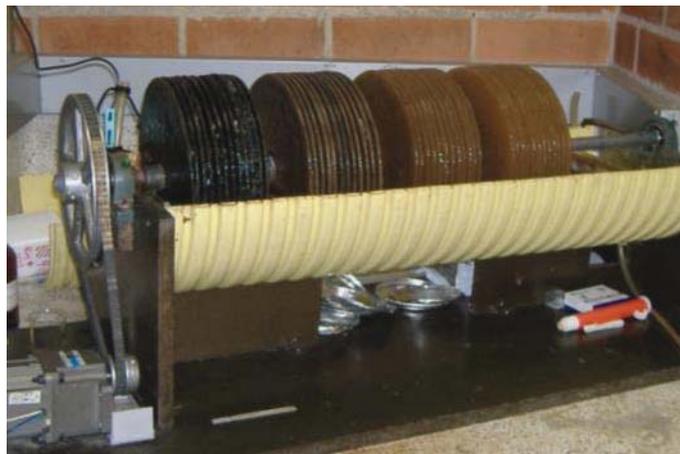
**c)** Superficie blanca por sustrato (leche)



**d)** Oscurecimiento de la superficie por cambio gradual del sustrato (de leche a lixiviado)



**e)** Variación de color de la biopelícula en las diferentes etapas



### 7.2.3 PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS (EFICIENCIAS)

En la Tabla 20 se muestran los valores promedios, desviación estándar, mínimos y máximos de las variables fisicoquímicas que se midieron a la entrada (afluente) y a la salida (efluente) del reactor. El afluente corresponde al lixiviado crudo proveniente del relleno sanitario de Pradera y el efluente corresponde al líquido que sale tratado después de pasar por el reactor biológico y por el sedimentador secundario.

Tabla 20. Estadística descriptiva para los parámetros fisicoquímicos en afluente y efluente (concentración)

Parámetro (unidades)	AFLUENTE				EFLUENTE			
	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
<b>pH</b>	7,73	0,9	6,42	8,33	9,12	0,07	9,05	9,21
<b>DQO (mg/L)</b>	9990	1016	7759	11118	3361	434	2769	3759
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>	4378	1899	2028	8040	199	46	136	251
<b>P total (mg/L)</b>	30,4	8,9	19,6	41,8	20,3	5,6	10,3	29,5
<b>NTK (mg/L)</b>	2052	60	1981	2136	223	28	193	290
<b>NO<sub>2</sub> (mg/L)</b>	-	-	-	-	54,0	57,7	4,9	166,0
<b>NO<sub>3</sub> (mg/L)</b>	-	-	-	-	309,6	31,9	271,1	347,8
<b>Ntotal (mg/L)</b>	2052	60	1981	2136	576,6	38,7	523,7	645,9
<b>SST (mg/L)</b>	1245	263	800	1650	417,4	78,4	296,6	526,6

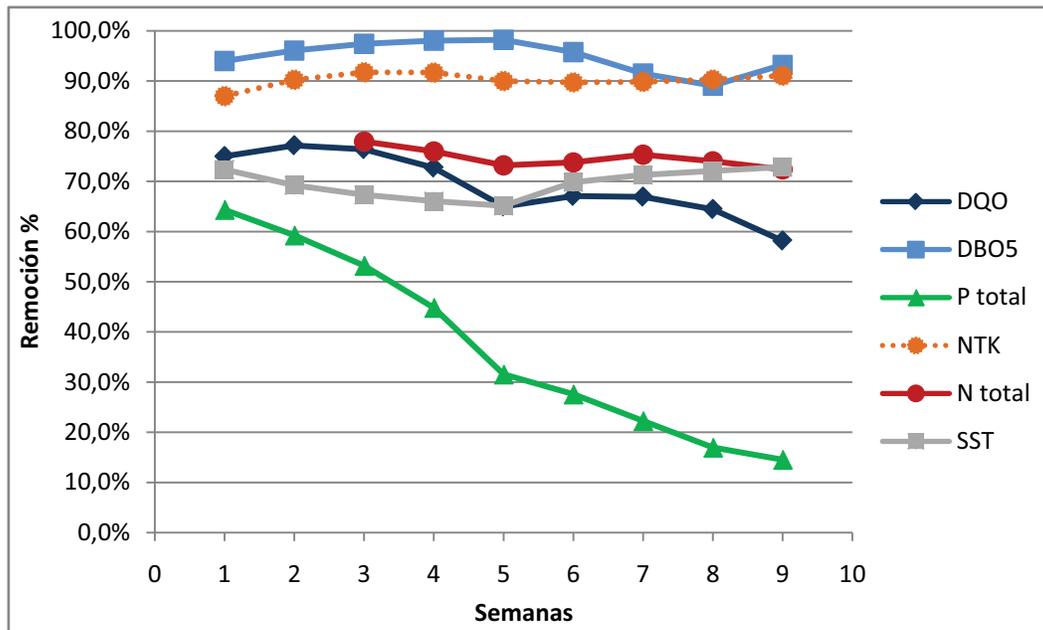
Para hallar la eficiencia en la remoción de contaminantes se calculó por carga (g/d) y no por concentraciones (mg/L). Esta aclaración se hace porque en el reactor se tenía una pérdida de agua por volatilización y que se evidenció desde la fase de inoculación y se corroboró en la fase operativa, la cual no afecta la operación del reactor pero si es importante considerarla para hallar la carga contaminante. Se determinó que la pérdida de agua estaba en promedio en 1039 ml por día pero para facilitar los cálculos se asumió una pérdida de 1000 ml/día. Esta volatilización ocurre básicamente con el giro constante de los discos, en los cuales se expone siempre una delgada película de agua a la atmosfera y que por factores climáticos (en especial humedad) favorecerá a volatilizar pequeñas cantidades, y si se suma la porción volatilizada aportada por cada disco será una cantidad significativa. En la Tabla 21 se muestra las características del afluente y efluente del reactor en términos de carga contaminante.

Tabla 21. Estadística descriptiva para los parámetros fisicoquímicos en afluente y efluente (carga)

Parámetro	AFLUENTE				EFLUENTE			
	Media	Desv Estándar	Mínimo	Máximo	Media	Desv Estándar	Mínimo	Máximo
<b>DQO (g/d)</b>	99,9	10,2	77,6	111,2	30,2	3,9	24,9	33,8
<b>DBO5 (g/d)</b>	43,8	19,0	20,3	80,4	1,80	0,41	1,22	2,26
<b>P total (g/d)</b>	0,30	0,09	0,20	0,42	0,18	0,05	0,09	0,27
<b>NTK (g/d)</b>	20,5	0,6	19,8	21,4	2,01	0,25	1,74	2,61
<b>NO<sub>2</sub> (g/d)</b>	-	-	-	-	0,49	0,52	0,04	1,49
<b>NO<sub>3</sub> (g/d)</b>	-	-	-	-	2,79	0,29	2,44	3,13
<b>Ntotal (g/d)</b>	20,5	0,6	19,8	21,4	5,19	0,35	4,71	5,81
<b>SST (g/d)</b>	12,4	2,6	8,0	16,5	3,76	0,71	2,67	4,74
<b>DBO5:DQO</b>	0,45				0,06			
<b>DBO:N:P</b>	144:67:1				10:11:1			
<b>DBO:NTK</b>	2,1				0,9			

En la Figura 20 se muestran los resultados de remoción para cada uno de los parámetros fisicoquímicos analizados en la investigación.

Figura 20. Remociones de cargas contaminantes para cada semana



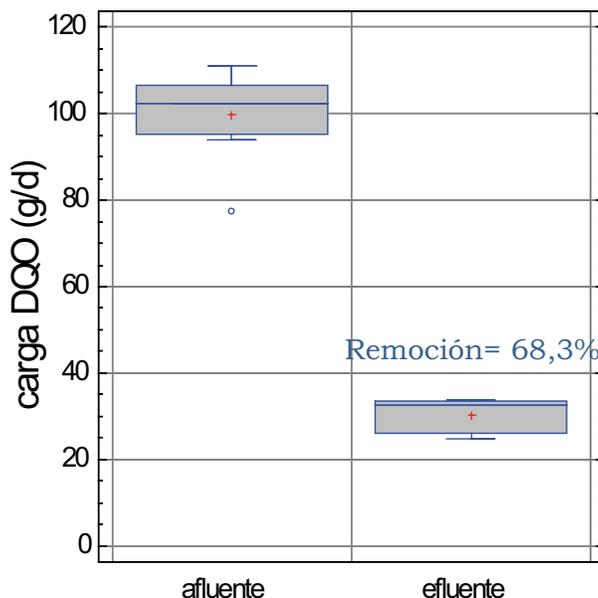
Teniendo en cuenta que en los estudios realizados con lixiviados se analizó sólo la eficiencia con respecto a la DQO, en la Tabla 11 se mostró una lista de estudios que trataron diferentes tipos de aguas residuales y sintéticas con reactores de Biodiscos con sus respectivas eficiencias obtenidas. La tabla sirve como patrón de comparación con los resultados obtenidos en esta investigación.

### 7.2.3.1 *Materia Orgánica Carbonosa*

Las remociones de materia orgánica carbonosa fueron analizadas por dos parámetros que son muy usados en el medio y que además son los estándares normalizados: la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO).

#### a) *Demanda Química de Oxígeno (DQO)*

Figura 21. Cargas de DQO obtenidas en el afluente y efluente



Se obtuvo resultados aceptables en remoción de DQO con eficiencias de 58% al 75% con una media de 68%  $\pm$  7,5% (Figura 20), lo cual es producto de la remoción de compuestos orgánicos biodegradables. La Figura 21 muestra la diferencia significativa de cargas entre el afluente y efluente. El afluente está influenciado por contenido orgánico generado en los procesos de descomposición dentro del relleno sanitario como también por componentes orgánicos arrastrados por el agua infiltrada en las plataformas de residuos y que se integran al lixiviado. En la figura se muestra una reducción significativa de estos componentes, sin embargo el efluente sigue conservando una carga de DQO no removida que corresponde a compuestos difícilmente biodegradables tales como los ácidos

fúlvicos y húmicos que posee el lixiviado. En los estudios realizados con Biodiscos para el tratamiento de lixiviado se obtuvieron remociones que oscilan entre 70 y 90% de DQO (Borzacconi et al, 1996; Álvarez y Suárez, 2006; Castillo et al, 2007). Existen otros estudios con tratamientos de diferentes aguas residuales y aguas sintéticas en el cual se muestran eficiencias de remoción de este parámetro que varía de 70% a 92%, y sólo un estudio muestra una remoción de 16% (Tabla 11). Aunque ha sido un parámetro altamente utilizado para evaluar su análisis por su facilidad y rapidez con que se obtienen los resultados, hay que tener en cuenta que este parámetro fisicoquímico no es confiable para medir la eficiencia en la degradación de compuestos orgánicos, puesto que la prueba de DQO oxida químicamente tanto materia orgánica como inorgánica.

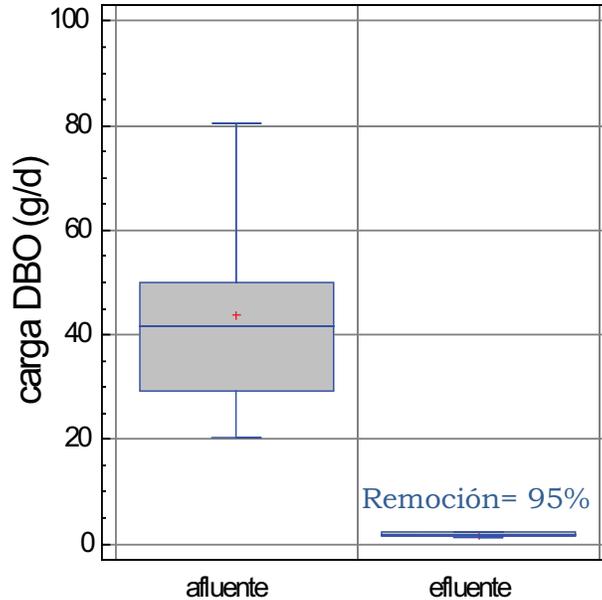
Teniendo en cuentas estos antecedentes, es incorrecto afirmar que un estudio con una remoción de DQO del 90% es más eficiente que otro del 70%, pues hay que tener en cuenta las características de los afluentes que son objeto de estudio en especial su fracción biodegradable, ya que ésta es la porción de la materia orgánica que es susceptible de ser oxidada (degradada) por vía biológica. En este orden de ideas, puede darse el caso que se obtenga remociones más bajas de DQO debido al tratamiento de aguas residuales que se encuentren estabilizadas con una alta proporción de compuestos orgánicos recalcitrantes. Esta situación puede ocurrir por ejemplo en lixiviados de rellenos sanitarios maduros o estabilizados y por ello no son recomendados para tratarlos mediante sistemas biológicos porque se convierten en tratamientos inadecuados. Ese es el caso del estudio de Moghabghab (1997), en el cual se muestra una remoción baja de DQO que sólo alcanza el 16%. Esto se debe a que el agua a tratar fue un lixiviado altamente estabilizado con una relación DBO/DQO menor a 0,2.

Existen autores que establecen teóricamente una remoción del 80 al 95 % de DQO mediante un sistema de Biodiscos (Metcalf y Eddy, 1996; RAS, 1998), sin embargo como se comentó anteriormente, esta eficiencia está condicionada a las características del agua residual y se pueden obtener porcentajes inclusive más bajos de ese rango para aguas residuales con contenido de materia orgánica no biodegradable y porcentajes más altos de remoción de DQO cuando el agua residual posee una relación DBO/DQO cercana a 1.

Por lo tanto, analizar el desempeño del reactor a partir de la remoción obtenida de DQO sería un indicador muy escueto y se hace necesario hallar la remoción efectiva de la materia orgánica biodegradable, la cual puede hacerse mediante la determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno.

### b) Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)

Figura 22. Cargas de DBO obtenidas en el afluente y efluente



La DBO<sub>5</sub> es el parámetro ampliamente utilizado para medir la contaminación orgánica que es degradable por microorganismos. Aunque no mide directamente cuánta es la cantidad de materia orgánica presente en el agua, sí muestra la cantidad de oxígeno necesario para oxidar dichos compuestos biodegradables, por lo tanto indica el grado de contaminación por materia orgánica. Para el lixiviado se encontró una DBO<sub>5</sub> promedio de 4378 mg/L, siendo esta concentración 20 veces más alta que el contenido de materia orgánica promedio del agua residual doméstica (ARD) (Metcalf y Eddy, 1996; Romero Rojas, 2008). El alto contenido de materia orgánica se explica por la edad del relleno sanitario, en el cual se sigue disponiendo actualmente residuos sólidos lo que genera AGV por procesos de descomposición anaerobia, tal como se comentó en el numeral 3.1.2.1.

La remoción de éste contaminante ha sido satisfactoria con eficiencias promedio del 95% en carga permaneciendo casi constante con el tiempo, con una mínima del 90% y una máxima del 98% de remoción de DBO<sub>5</sub>. De acuerdo con varios autores, se estima que alrededor del 90 a 95% de la DBO<sub>5</sub> del lixiviado se debe a los AGV (Agudelo, 1996; Renou et al, 2008). De esta afirmación se puede deducir que la alta remoción obtenida se debe gracias al contenido orgánico fácilmente biodegradable, la cual es una característica propia de los AGV contenidos en el lixiviado. Como se ha dicho anteriormente, en los estudios realizados con Biodiscos para tratar lixiviados no se hicieron análisis de DBO por lo cual no hay patrón de comparación. Sólo existe el trabajo de Moghabghab (1997) en el cual

muestra una remoción de DBO del 86%, sin embargo las características de ambos lixiviados son muy diferentes por el grado de estabilización.

A pesar del alto contenido de materia orgánica fácilmente biodegradable, existen factores que pueden afectar la eficiencia de tratamiento biológico de lixiviados debido a la inhibición de la actividad microbiana por tóxicos presentes en el líquido (Silva, 2007).

En la Tabla 17 se mostró la concentración de metales pesados contenidos en el lixiviado del Relleno Sanitario La Pradera, de los cuales Cromo y Mercurio Total son resaltados por tener un contenido significativo comparado con la norma de vertimientos (Decreto 1594, 1984). No obstante, a pesar del contenido de sustancias tóxicas que pueda tener el lixiviado, el reactor mostró alta estabilidad con unas remociones por encima del 90%, lo que demuestra una alta resistencia a cargas tóxicas sin afectar la operación ni su desempeño.

En la Tabla 11 se muestran estudios que obtuvieron una remoción con respecto a la DBO de 80% a 97,8%, lo que evidencia la alta eficiencia de este tipo de sistemas biológicos para tratar aguas residuales domésticas e industriales. Igualmente otros autores citan teóricamente la alta remoción de DBO que se pueden lograr, el cual oscila de 75 a 95% (Rivera et al, 1988; Metcalf y Eddy, 1996; RAS, 1998; Spellman, 2003; Romero Rojas, 2008). Dichos datos demuestran el rango similar de eficiencias entre lo teórico y lo anunciado en la tabla.

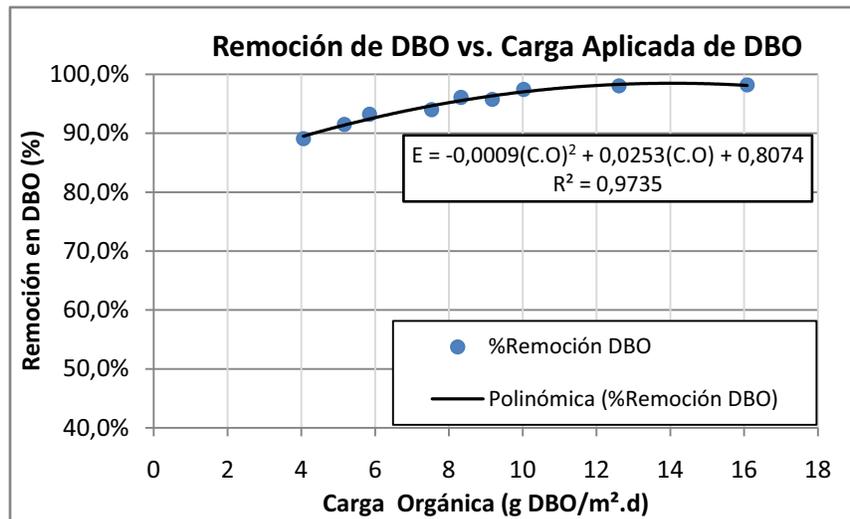
Para el caso de esta investigación, el promedio de la remoción obtenida está en el límite máximo del rango enunciado, haciendo la aclaración que hubo muestras que obtuvieron remociones mayores hasta alcanzar 98%. Esta situación demuestra las buenas condiciones operadas y el buen diseño desarrollado a partir de la carga óptima encontrada previamente en otros estudios para tratamiento de lixiviados (Borzacconi et al, 1996; Álvarez y Suárez, 2006; Castillo et al, 2007).

En la Figura 22 se muestra las cargas aplicadas de DBO (afluentes) y las resultantes después del tratamiento (efluente). Claramente muestra una variación importante de las cargas orgánicas del afluente las cuales variaron de 20 a 80 g/d con una media de 43,8 g/d. Estas variaciones obedecen a oscilaciones en el grado de biodegradabilidad del sustrato el cual es analizado en el literal c) (*Biodegradabilidad – Relación DBO/DQO*). Por el contrario, el efluente resultante del tratamiento contiene poca variación con una carga orgánica no removida de solo  $1,8 \pm 0,4$  g/d. Esto es otra ventaja de los reactores Biodiscos demostrada en esta investigación: estabilidad en su operación frente a variaciones de cargas orgánicas, lo cual es bastante beneficioso para un tratamiento a escala real de

lixiviados pues no necesitará de monitoreo continuo de la carga orgánica de entrada.

Como se ha explicado en el desarrollo de este trabajo, se aplicó una carga aproximada a los 18 g DQO/m<sup>2</sup>.d, no obstante las cargas aplicadas de DBO varían con mayor fluctuación porque depende del grado de biodegradabilidad del lixiviado tratado. De acuerdo con la Tabla 21 y el área efectiva de discos, se obtiene unas cargas aplicadas que oscilan desde 4 a 16 g DBO/m<sup>2</sup>.d, las cuales son ilustradas en la Figura 23.

Figura 23. Eficiencias en remoción en función de la carga aplicada de DBO.



A partir de la figura se puede mostrar como varía la remoción con respecto a la carga aplicada de DBO. En ella se evidencia las altas remociones obtenidas en compuestos orgánicos biodegradables, obteniéndose las mayores remociones en DBO para una carga orgánica óptima de 10 a 16 g DBO/m<sup>2</sup>.d. Cargas mayores pueden causar sobrecargas y condiciones de anaerobiosis, mientras que cargas menores puede ocasionar disminución en la población microbológica por la falta de sustrato afectando de esta manera la eficiencia.

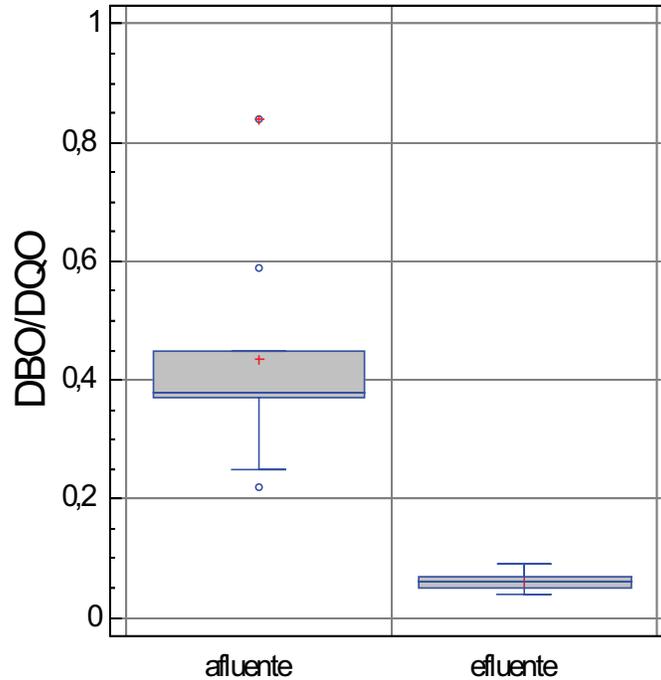
De acuerdo con las cargas aplicadas y los porcentajes de remoción obtenidos, se logra entonces remover en promedio 42 g de DBO/d mediante la degradación de la materia orgánica (oxidación) y la formación de nuevas células (síntesis). Teniendo en cuenta la teoría, 1/3 de la DBO es utilizada para la oxidación y 2/3 para la síntesis (ver numeral 3.3.3.2). De esto se infiere que 14 g/d de materia orgánica son oxidados y los otros 28 g/d son utilizados en la síntesis. Si se considera que en el proceso de síntesis se pueden formar 113 g de nuevas células (Biomasa) con el consumo de 160 g DBO, entonces se deduce que puede formar 19,8 g/d de biomasa de acuerdo con el siguiente cálculo:

$$28 \text{ g O}_2/\text{d} \times \frac{113 \text{ g de Biomasa}}{160 \text{ g O}_2} = 19,8 \text{ g/d de Biomasa}$$

Ecuación 26. Cantidad de Biomasa formada a partir de la remoción de DBO en el sistema de Biodiscos.

### c) Biodegradabilidad – Relación DBO/DQO

Figura 24. Relación DBO/DQO obtenidas en el afluente y efluente



El grado de biodegradabilidad de un agua residual puede ser determinado hallando la relación DBO/DQO, esta relación indica qué porción de todo el contenido oxidable puede degradarse mediante procesos biológicos.

Inicialmente, como información secundaria se obtuvo una relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  en el lixiviado de 0,5, la cual fue corroborada con los análisis realizadas obteniéndose también la misma relación.

Según la Figura 24, el afluente tuvo variaciones con la relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$ , el cual varió de 0,25 a 0,84, no obstante es propio de un lixiviado que cambia sus características dependiendo de los factores climáticos. Variaciones en la precipitación pueden afectar el contacto del agua infiltrada con los residuos y dependiendo de ello hacen variar las concentraciones del lixiviado. También esta relación está afectada por los análisis de la DBO, los cuales pueden variar debido a las interferencias que pueden tener como la concentración de microorganismos, la adaptación de los mismos y los compuestos tóxicos en el agua.

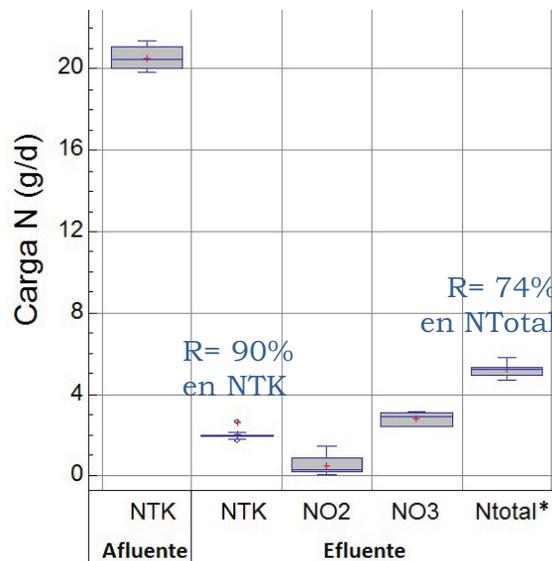
También se debe tener en cuenta que el relleno sanitario La Pradera opera desde 2003 pero actualmente sigue en operación, por lo tanto habrá plataformas clausuradas con residuos dispuestos desde el año 2003 que presenten una fase metanogénica (en menor proporción), mientras habrá otras plataformas donde se disponen los residuos actuales que están en una fase acidogénica. Esta situación hace que haya mezcla de diferentes tipos de lixiviado (joven – maduro) y dependiendo de la proporción de cada uno de ellos afectará la característica del lixiviado colectado en los filtros del relleno sanitario.

Luego de tratarse el lixiviado a través del sistema de Biodiscos se obtiene un efluente que posee una relación  $DBO_5/DQO$  promedio de  $0,06 \pm 0,02$ , demostrando que el líquido tratado está estabilizado orgánicamente gracias a la alta remoción de DBO. El contenido que posee el efluente son compuestos orgánicos no biodegradables, relacionados directamente con sustancias de alto peso molecular y más complejas como el caso de los ácidos húmicos y fúlvicos los cuales pueden degradarse mediante procesos fisicoquímicos u otros procesos avanzados.

También fueron analizados en esta investigación los nutrientes (Nitrógeno y Fósforo). El principal objetivo de un sistema biológico como los Biodiscos es la remoción de la materia orgánica carbonosa, no obstante también ocurre la remoción de otros componentes que también tienen una significancia ambiental como los nutrientes, por lo tanto éstos serán analizados a continuación.

### 7.2.3.2 Nitrógeno

Figura 25. Cargas de Nitrógeno obtenidas en el afluente y efluente



\* N total= La suma de las cargas de NTK, NO<sub>2</sub> y NO<sub>3</sub>

Como se comentó en la teoría, el Nitrógeno puede estar en diferentes formas dependiendo de su estado de oxidación, como Nitrógeno orgánico, amoniacal, nitrito y nitrato. Las dos primeras especies son cuantificadas en conjunto lo que resulta el **Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)**.

El NTK se obtuvo en el lixiviado con una concentración promedio de 2052 mg/L, siendo 50 veces más contaminante que un ARD típica (Metcalf y Eddy, 1996; Romero Rojas, 2008). El nitrógeno tiene diferentes fuentes de origen en el lixiviado. Agudelo (1996) cita diferentes vías de ingreso como el arrastre de aguas lluvias a través del suelo o la atmósfera al reaccionar el amoniaco o el ácido nítrico generado por descargas eléctricas y/o por emisiones de industrias. Igualmente hay aporte de nitrógeno orgánico a partir de desechos domésticos (heces y materia orgánica) que posteriormente es convertido en amoniaco por bacterias saprófitas.

Para esta investigación, el efluente poseía una concentración de NTK con una media de  $223 \pm 28$  mg/L, obteniéndose una buena remoción en carga del 90%. En la Tabla 11 se muestra un rango amplio de remociones de NTK que varía de 30% al 99%. Esta diferencia se explica por el tipo de diseño o el objetivo del tratamiento para los Biodiscos, los cuales en ocasiones son utilizados sólo para nitrificación como el caso de los efluentes mineros con alto contenido de NTK y por lo tanto se obtenía eficiencias mayores (Kapoor et al, 2003).

Además del NTK cuantificado para el efluente, también se determinó el Nitrógeno oxidado el cual se obtuvo en una concentración promedio de  $\text{NO}_3$  y  $\text{NO}_2$  de 309,6 mg/L y 54,0 mg/L respectivamente. Teniendo en cuenta estos resultados, si se suma todas las especies de nitrógeno en el efluente se obtiene una carga aproximada de 5,2 g/d, lo cual sigue siendo mucho menor al nitrógeno que ingresó al sistema de Biodiscos (20,5 g/d), obteniéndose una remoción global de nitrógeno del 74%. (Figura 25).

De acuerdo con Metcalf & Eddy (1996), las remociones que se pueden alcanzar por nitrógeno pueden estar en un 8 a 12 %. Crites y Tchobanoglous (2000) estiman que las remociones pueden alcanzar un máximo de 20% para un sistema biológico convencional. En estos casos la remoción de nitrógeno se atribuye principalmente por la síntesis de Biomasa. No obstante en este estudio se obtiene un porcentaje mucho mayor en remoción a lo establecido en la teoría porque no sólo se da la remoción sólo por síntesis, sino también por otras vías que en otros estudios no fueron considerados y que en esta investigación será analizado.

El balance de masa entre las especies de nitrógeno presentes en el afluente y las del efluente no dan exactas. Esto se debe a las diferentes vías de eliminación de

nitrógeno los cuales ocurren mediante diferentes procesos, los cuales serán explicados a continuación:

- Químico: Volatilización de Amoniac
- Biológico: Asimilación (síntesis), Nitrificación – Desnitrificación

### a) Volatilización de Amoniac

La volatilización es un proceso donde parte del nitrógeno presente en el agua se pierde en forma de amoniac gaseoso. Para que ocurra dicho proceso es necesario cumplir con ciertas condiciones como un pH básico. Este principio es aprovechado en las plantas de tratamiento que remueven nitrógeno por el método “Stripping”, en el cual se le adiciona una base al agua para aumentar el pH.

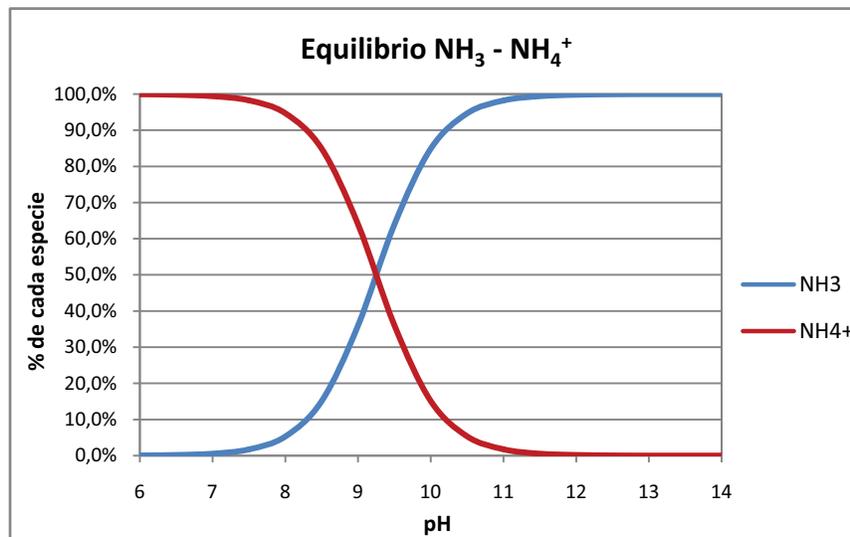
Inicialmente el nitrógeno del lixiviado está en forma de amonio acuoso ( $\text{NH}_4^+$ ) y éste forma un equilibrio con el amoniac que está influenciado con el pH del medio. (Bódalo et al, 2007b). Dicha reacción se representa a continuación:



Ecuación 27. Reacción de equilibrio entre amonio y amoniac

La proporción de estas especies de acuerdo con el pH se representa en la Figura 26.

Figura 26. Variación de la proporción de amonio y amoniac según el pH



En un pH neutro (7,0) casi todo el nitrógeno amoniacal se encuentra en forma de  $\text{NH}_4^+$ , no obstante cuando el pH aumenta, el equilibrio de la reacción se desplaza hacia la derecha favoreciendo la formación de amoníaco el cual puede liberarse en forma de gas mediante la turbulencia originada por el giro de los discos del reactor.

De acuerdo con los resultados de pH discutidos en el numeral 7.2.1.2, el reactor estuvo con una ligera basicidad en un promedio de 9,0 unidades. Este pH desplazó la reacción a la derecha y por lo tanto se generó amoníaco. De acuerdo con la constante de acidez ( $K_a$ ) de la Ecuación 27 y el pH de del reactor, se halló la proporción de ambas especies. El cálculo se hace de la siguiente manera:

$$pH = -\log[H^+] \quad \text{como } pH = 9, \text{ entonces} \quad [H^+] = 1 \times 10^{-9}$$

**Ecuación 28. Ecuación de pH**

$$K_a = \frac{[\text{NH}_3][H^+]}{[\text{NH}_4^+]} = 5,6 \times 10^{-10} \quad \text{Reemplazando } [H^+]: K_a = \frac{[\text{NH}_3] \cdot 1 \times 10^{-9}}{[\text{NH}_4^+]} = 5,6 \times 10^{-10}$$

$$\longrightarrow \frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_4^+]} = 0,56 \quad \text{ó} \quad [\text{NH}_3] = 0,56 \cdot [\text{NH}_4^+]$$

Para hallar la proporción de cada especie:  $[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+] = 100\%$

$$\text{Reemplazando } [\text{NH}_3]: \quad 0,56 \cdot [\text{NH}_4^+] + [\text{NH}_4^+] = 100\%$$

$$\text{Por lo tanto } [\text{NH}_4^+] = 64,1\% \text{ y } [\text{NH}_3] = 35,9\%$$

**Ecuación 29. Ecuación de la constante de acidez para hallar la concentración de las especies de nitrógeno amoniacal**

Como se puede observar, parte del nitrógeno amoniacal del lixiviado que llega al reactor no alcanza a ser asimilado u oxidado por procesos biológicos, sino que logra volatilizarse gracias a las condiciones desarrolladas dentro del reactor que favorecen este proceso químico, el cual pudo corroborarse por el olor característico a amoníaco que se percibía principalmente de la primera etapa.

Este fenómeno también se ha descrito en un estudio de tratamiento de lixiviado mediante un sistema de lagunaje, donde se obtuvieron remociones de 75 a 98% de nitrógeno amoniacal gracias al proceso de volatilización, influenciado por las condiciones de pH superior a 8,0 y temperaturas de agua ligeramente altas (Silva, 2007).

**b) Asimilación (síntesis)**

Ya hablando sobre los procesos biológicos, en la síntesis celular debe darse un requerimiento de nitrógeno para la formación de nueva biomasa. Empíricamente se estima que se necesita 14 gramos de nitrógeno para la síntesis de 113 gramos de biomasa. La cantidad requerida de nitrógeno para la síntesis de 19,8 g/d de biomasa (calculada en la Ecuación 26), se determina de la siguiente manera:

$$19,8 \text{ g/d de Biomasa} \times \frac{14 \text{ g Nitrógeno}}{113 \text{ g Biomasa}} = 2,5 \text{ g/d Nitrógeno}$$

**Ecuación 30. Cantidad de nitrógeno requerido para la formación de Biomasa por síntesis de DBO**

La remoción por asimilación se hace luego que la biomasa se retira del sistema de tratamiento de agua mediante la purga de lodos. Como el requerimiento para ser asimilado es bajo comparado con el nitrógeno existente (20,5 g/d), es necesario estabilizar y remover nitrógeno mediante otro proceso biológico como la nitrificación – desnitrificación.

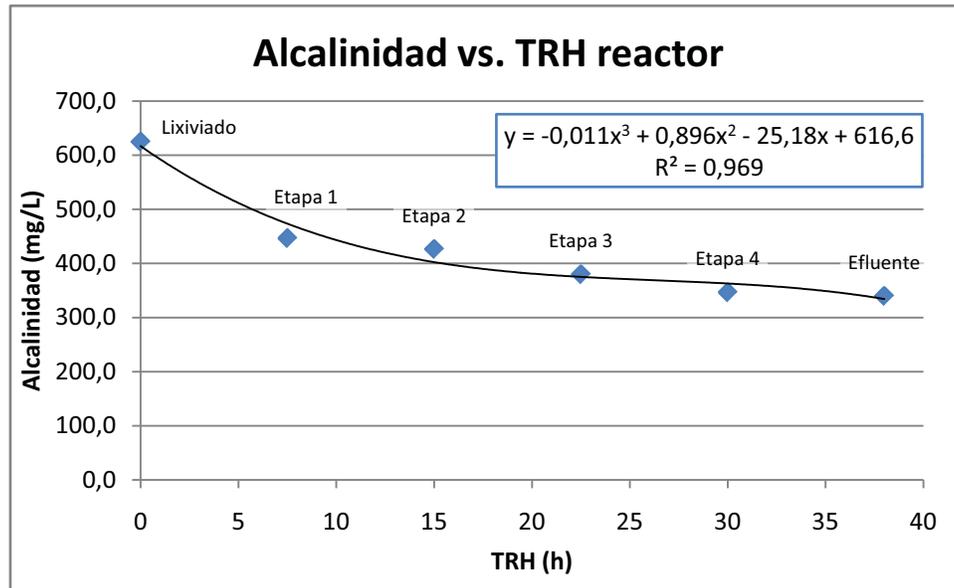
**c) Nitrificación – Desnitrificación**

- Nitrificación

En el reactor de Biodiscos se presentaron buenas condiciones para el desarrollo de la nitrificación. De acuerdo con la teoría, es necesario un pH entre 7,2 y 9, un OD por encima de 1 mg/L y temperaturas por encima de 13°C puesto que por debajo de esta temperatura empieza a limitar dicho proceso. Todas estas condiciones se cumplieron dentro del reactor por lo tanto no se presentaron restricciones para llevar a cabo el proceso. También hay que tener en cuenta que para desarrollar la nitrificación se debe consumir alcalinidad y por lo tanto es otro factor condicionante que se debe considerar.

En el caso de la alcalinidad, el lixiviado contenía en promedio 625 mg/L y se reducía hasta los 340 mg/L en el efluente. En términos de carga, se removieron de alcalinidad 3,2 g/d en promedio resultando una remoción del 51%, lo que evidencia el consumo de alcalinidad sin llegar a ser una limitante para la nitrificación ya que el efluente todavía poseía una cantidad significativa de este componente (Figura 27).

Figura 27. Evolución de la alcalinidad desde el lixiviado hasta el efluente



Dicho comportamiento también fue registrado en el estudio de Moghabghab (1997), en el cual se removió un 40% de la alcalinidad posiblemente en los procesos de nitrificación.

Se debe aclarar también que las reacciones de desnitrificación crean nuevamente alcalinidad, por lo tanto la diferencia de alcalinidad entre afluente y efluente es el resultado global comprendido por el consumo en la nitrificación y la generación de alcalinidad por procesos de desnitrificación. No obstante en los procesos donde se lleve a cabo estos procesos el resultado global será la disminución de la alcalinidad pues el consumo será mucho mayor a lo que se puede producir.

- Desnitrificación

La limitación más importante en la desnitrificación es que se debe garantizar un OD casi nulo. Cuando no hay oxígeno disuelto y existe el ión nitrato (por nitrificación), éste actúa como aceptor de electrones, oxidando la materia orgánica presente y reduciendo el nitrato a nitrógeno gaseoso (González, 2008).

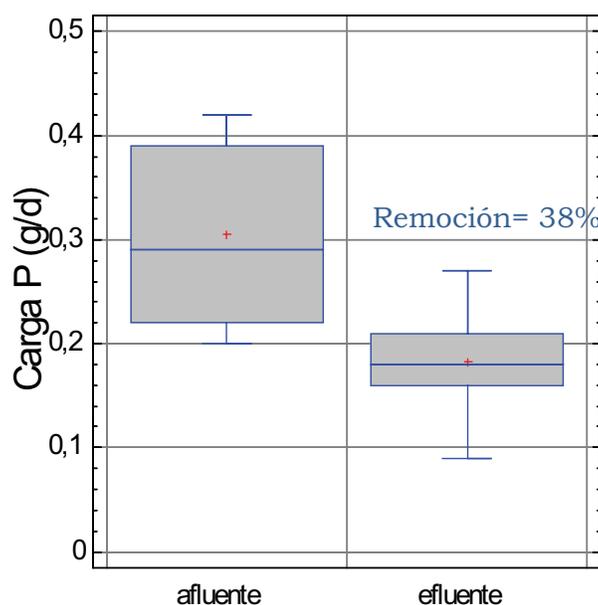
Para el caso de los Biodiscos, siendo éste un reactor con predominancia aerobia, sólo se puede presentar dichas condiciones anóxicas en la sedimentación secundaria por la presencia de nitratos, además la demanda de oxígeno en el lodo sedimentado provoca una disminución del OD favoreciendo dicho proceso, el cual pudo evidenciarse por la presencia de un ligero burbujeo.

Este burbujeo era capaz de resuspender el lodo sedimentado, no obstante para evitar que pasaran al efluente, se instalaron unos tabiques en el sedimentador

que retenían el lodo flotante, de modo que cuando finalizara el burbujeo el lodo resuspendido volviera a sedimentarse en el fondo del tanque. Como la desnitrificación dificulta la sedimentación, en sistemas de tratamiento a escala real se controla este inconveniente mediante la instalación de un reactor antes del sedimentador para la liberación del gas, para que posteriormente se facilite el asentamiento del lodo (Metcalf y Eddy, 1996).

### 7.2.3.3 Fósforo

Figura 28. Cargas de Fósforo obtenidas en el afluente y efluente



El fósforo total del lixiviado se obtuvo en un promedio de 30 mg/L, siendo aproximadamente 3,5 veces más contaminante que un ARD promedio (Metcalf y Eddy, 1996; Romero Rojas, 2008). Las fuentes de generación de fósforo son principalmente los residuos orgánicos y los empaques de detergentes y fertilizantes que son dispuestos en el relleno sanitario (Agudelo, 1996).

Existen pocos estudios que evalúen la eficiencia de remoción de fósforo en los Biodiscos. De acuerdo con la Tabla 11, se muestra un bajo desempeño en las remociones de fósforo que oscilan entre 3,3% y 41%. La explicación de esta baja remoción se debe a que el único modo de eliminar fósforo en un sistema biológico convencional es mediante la incorporación en la Biomasa para síntesis y posteriormente extraído en las purgas de lodo, el cual posee fósforo aunque en un porcentaje bajo (aproximadamente 3%). En la teoría se especifican remociones de fósforo para un reactor de Biodiscos que pueden estar en un 10% a 25% (Metcalf y Eddy, 1996; RAS, 1998)

Con respecto al comportamiento del fósforo, se obtuvo inicialmente buenos resultados en la remoción cercano al 64% y fue disminuyendo en el tiempo hasta llegar al 18% (Figura 20). Esta disminución no obedece a una reducción del desempeño del reactor sino a las condiciones operativas del sedimentador secundario, en el cual se optó por suspender las purgas del fondo del sedimentador con el propósito de observar su comportamiento.

Al acumularse por varios días el lodo sedimentado se presentaron condiciones anaerobias en el fondo lo cual favoreció a la redilución del fósforo que anteriormente fue incorporado en el proceso aerobio, liberándose éste en forma de ortofosfatos solubles. Por este motivo se redujeron sus tasas de remoción de manera progresiva, no obstante, se obtuvo un promedio de remoción de fósforo del 38% que es más alto a lo establecido en la teoría y cercano al estudio registrado que removió más fósforo (41% de eficiencia) (Fountoulakis et al, 2009). Hay que tener en cuenta también que aunque en este reactor predominan los procesos aerobios, existen capas internas de la biopelícula que presentan condiciones de anaerobiosis (de acuerdo con lo establecido en el numeral 3.3.2.1). Esta pequeña alternancia de procesos aerobio-anaerobio puede favorecer a una mayor incorporación de fósforo dentro de las células y por esta razón se pudieron obtener mayores remociones que un sistema convencional netamente aerobio, alcanzando hasta 65% de remoción.

Para el caso de reactores biológicos en donde se hace recirculación de lodos se debe operar teniendo en cuenta el **Tiempo de Retención Celular** (en inglés Sludge Retention Time o TRS) que indica la edad de los lodos. Este aspecto es una de las mayores dificultades relacionadas con el proceso de remoción simultánea de nutrientes, pues si se opera a bajos TRS optimiza la remoción de Fósforo, pero si se opera a TRS altos se optimiza la remoción de Nitrógeno debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes (González y Saldarriaga, 2008). En el caso de los Biodiscos operados sin recirculación de lodos, éstos pueden ser purgados sin tener en cuenta el TRS porque no interviene en la población de las bacterias y por ende no afecta la remoción de nutrientes. La purga continua sería un factor importante para evitar condiciones anaerobias y rediluciones del fósforo, por tal motivo se mantendrían eficiencias más altas sin tener disminuciones progresivas.

Generalmente los requerimientos nutricionales para un sistema aerobio se determinan empíricamente teniendo en cuenta la relación  $DBO_5:N:P$ , la cual se establece para los procesos aerobios en 100:5:1 (Agudelo, 1996; Romero Rojas, 2008)

Esta proporción es difícil de mantenerla constante porque la variación del contenido de cualquiera de los tres constituyentes modifica la relación. El

lixiviado poseía una relación promedio de 144:67:1, lo que muestra un contenido de Nitrógeno mayor a lo requerido y una deficiencia ligera de Fósforo. Comparándolo con la proporción que se puede obtener en una típica ARD, la relación  $DBO_5:N:P$  puede ser de 26:5:1 si se considera una concentración promedio de  $DBO_5$  de 220 mg/L, Nitrógeno de 40 mg/L y Fósforo Total de 8,5 mg/L, lo que en teoría demuestra una deficiencia en fuente de carbono, no obstante, generalmente el ARD es mezclada con Aguas Residuales Industriales (ARI) que pueden contener mayor contenido de carbono lo cual ayuda a compensar y ajustar la relación.

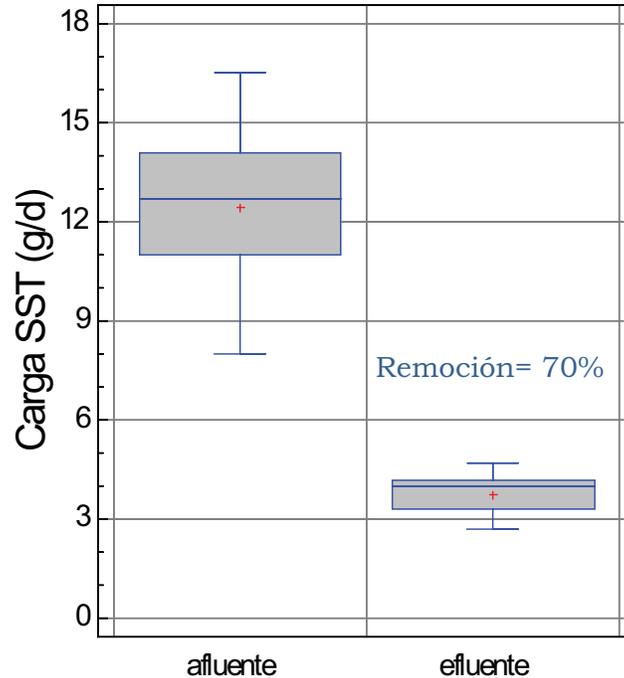
Aunque la proporción de fósforo fue ligeramente menor a lo establecido en la teoría, para el caso de este estudio no hubo limitaciones para el crecimiento bacteriano y se obtuvo buenas remociones, por lo tanto no fue necesario adicionar fósforo para ajustar la relación ya que se pudo obtener muy buenos resultados en su desempeño.

El efluente se obtuvo con una proporción  $DBO_5:N:P$  equivalente a 10:11:1, lo que muestra un agua con gran reducción en la proporción de Carbono y nitrógeno gracias a las altas eficiencias de remoción obtenidas en el reactor de Biodiscos, no obstante el Nitrógeno sigue estando en alta proporción comparado con el carbono y fósforo presente.

A partir de los resultados enunciados se deduce entonces que la eficiencia en remoción de fósforo ha sido buena para este sistema biológico. Los sistemas biológicos convencionales se caracterizan por no ser tan eficientes para la remoción de fósforo, por lo tanto para obtener mayores remociones de fósforo deben emplearse sistemas fisicoquímicos o sistemas biológicos avanzados que pueden estimular a la incorporación de fósforo en exceso en el tejido celular, exponiéndolos a condiciones aerobias y anaerobias alternadamente. Algunos de estos sistemas biológicos avanzados son: Phoredox, A/O (anaerobio-aerobio), PhoStrip, A2O (Anaerobio-anóxico-aerobio), Bardenpho, UCT, VIP, entre otras. (Metcalf y Eddy, 1996; Crites y Tchobanoglous, 2000)

### 7.2.3.4 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Figura 29. Cargas de SST obtenidas en el afluente y efluente



El lixiviado poseía SST de 1245 mg/L en promedio, lo cual es 5,5 veces más concentrado que el ARD típica. Los sólidos suspendidos proceden del lavado de los residuos y del material de cobertura de la plataforma donde pequeñas partículas pueden percolar hasta el fondo de la celda de disposición de residuos y se integran al lixiviado.

Para el caso de los sólidos suspendidos, se tuvieron remociones aceptables y constantes en el tiempo con una media de 70% (Figura 20). En la Figura 29 se muestra una alta dispersión de cargas por SST a la entrada del afluente, lo cual es producto de la precipitación en el relleno sanitario el cual genera arrastre de partículas de los residuos sólidos y del proceso de sedimentación existente en la caneca utilizada como tanque de alimentación de lixiviado.

Un reactor biológico no está diseñado con el propósito de remover sólidos suspendidos ya que esta función debe ejecutarse en sistemas previos como el desarenador y decantación primaria por eso es de esperarse que las remociones no sean tan altas. Parte de los sólidos suspendidos son removidos en el reactor biológico por un proceso físico de sedimentación que se lleva a cabo en el reactor y en el sedimentador secundario. También puede darse remoción de sólidos por procesos biológicos con la degradación de pequeñas sustancias orgánicas, para ello las bacterias hidrolizan la partícula o mediante la secreción de enzimas la

descomponen o la disuelven para incorporarlas luego dentro de la estructura celular. También puede removerse por ingestión de materia suspendida llevada a cabo por protozoos y metazoos de mayor tamaño para posteriormente ser removidos por la purga de lodos (Wiszniewski et al, 2006; Romero Rojas, 2008).

En los estudios mostrados en la Tabla 11, muestra que la remoción de SST estuvo entre 61 y 88,2%. Sólo hubo un estudio con un resultado atípico donde no se obtuvo remociones de SST pero se debe a que el tratamiento fue realizado para lixiviado de un relleno sanitario estabilizado que mostraba poca cantidad de SST, por lo tanto el efluente incrementó la concentración de sólidos por el crecimiento de biomasa en los discos que posteriormente se desprendía y parte de él llegaba al efluente (Moghabghab, 1997).

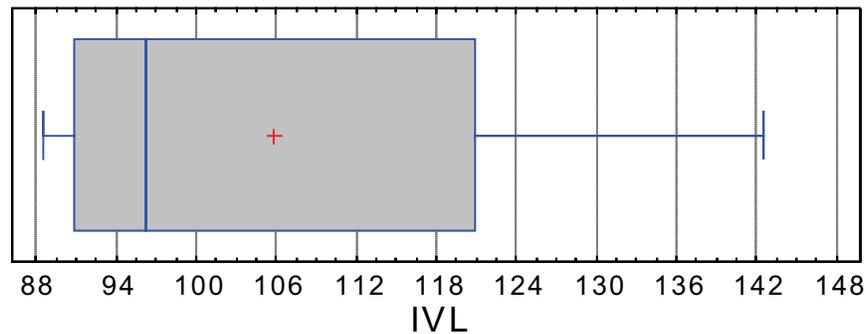
Teóricamente se establecen remociones de SST más optimistas con Biodiscos que oscilan entre 80% y 95% de eficiencia (Metcalf y Eddy, 1996; RAS, 1998; Spellman, 2003), lo cual contrasta con las remociones que se han obtenido en la práctica con varios estudios y con esta investigación. No obstante si se tiene en cuenta las remoción de sólidos desde la desarenación hasta el tratamiento biológico se puede estimar una eficiencia global del 90% considerando una remoción promedio del 5% en la desarenación y 60% en la sedimentación primaria de acuerdo con varios autores (Metcalf y Eddy, 1996; RAS - TITULO E, 2000).

#### **a) Índice Volumétrico de Lodos (IVL)**

El IVL ha sido una forma de medir el grado de asentabilidad en sistemas de lodos activados. No obstante, puede aplicar su medición en un sistema de Biodiscos ya que existe biomasa suspendida por ser desprendida de los discos y que en últimas terminará en el sedimentador secundario, de allí la importancia de conocer su grado de asentabilidad por ser parámetro básico para el diseño de Sedimentadores secundarios.

En la Figura 30 se muestra los resultados obtenidos en las mediciones de IVL realizadas en el reactor. El estudio arrojó un IVL promedio de 106 lo que muestra una buena sedimentabilidad del lodo, pues varios autores afirman que un IVL cercano a 100 indica una buena sedimentación y mayor a 250 indica problemas de sedimentabilidad. (Spellman, 2003; Sierra, 2004)

Figura 30. Gráfica de caja y bigotes para el IVL



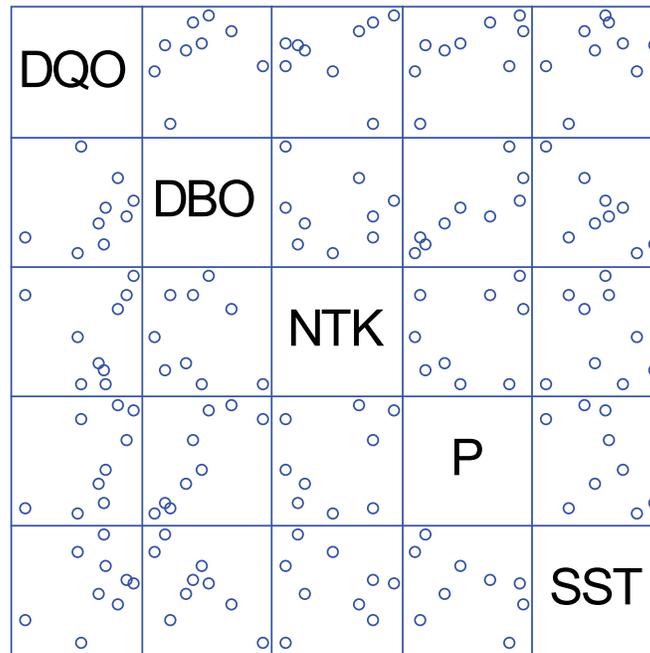
Son pocos los estudios donde se ha evaluado el índice de sedimentabilidad del licor mixto de los Biodiscos. En el estudio de Najafpour et al (2006), presenta IVL de 224 para TRH altos (mayores a 48 h) y con TRH menores (que son más comunes en reactores de Biodiscos) se obtuvo IVL más bajos alcanzando incluso 49 ml/g. En el estudio de Tawfik et al (2006) se comprobó que a cargas orgánicas mayores se obtuvo IVL menores, no obstante siempre se obtuvo IVL menores a 74 ml/g lo que demuestra buena sedimentabilidad.

Según los estudios enunciados y los resultados obtenidos en esta investigación muestran un lodo de alta sedimentabilidad lo cual corrobora con la teoría. Esto se debe a que la biopelícula desarrollada en los discos forma un conglomerado denso de polímeros y biomasa que le da la propiedad de tener buena sedimentación. Este aspecto es una ventaja para los Biodiscos porque necesitaría de menos área para la sedimentación secundaria, lo que se traduce en menos costos para la infraestructura que un sistema secundario convencional como los lodos activados.

### 7.2.3.5 Correlaciones entre parámetros fisicoquímicos al afluente del reactor

Luego de haber realizado las mediciones respectivas para cada parámetro fisicoquímico al afluente (lixiviado), se desarrolló un análisis estadístico que relacionara cada uno de ellos para encontrar posibles correlaciones, el cual se muestra en la Figura 31.

Figura 31. Gráfico de Análisis Multivariado entre los parámetros fisicoquímicos al afluente



La finalidad de este análisis, es conocer si existe alguna tendencia de estas parámetros y posibilite para otros estudios similares con lixiviados estimar la concentración de un parámetro fisicoquímico a partir de la medición de otro por medio de una ecuación empírica.

Gráficamente se observa una gran dispersión entre los resultados obtenidos sin obtenerse una tendencia definida. De acuerdo con la gráfica, se puede notar que la mayor tendencia lineal se obtiene para el par de variables DBO-P con una relación directamente proporcional. En la Tabla 22 se calcula las correlaciones entre cada una de las variables.

Tabla 22. Coeficientes de Correlación entre cada parámetro fisicoquímico al afluente

	DQO	DBO	NTK	P	SST
DQO		0,2881	0,0951	0,6215	0,3438
DBO	0,2881		-0,1309	0,8539	-0,6959
NTK	0,0951	-0,1309		0,2769	-0,1128
P	0,6215	0,8539	0,2769		-0,4613
SST	0,3438	-0,6959	-0,1128	-0,4613	

En la tabla se confirma las pocas correlaciones existentes entre variables evidenciado en la Figura 31. La correlación más alta (DBO – P) obtuvo un coeficiente de correlación de 0,85 ( $R^2= 0,72$ ) lo cual no es tan confiable como para relacionar estrechamente ambos parámetros.

Esta alta dispersión entre los valores refleja la gran variabilidad de los componentes del lixiviado, los cuales cambiarían a partir de los factores in situ (edad de los residuos), la precipitación (dilución o arrastre de componentes) y también de los procesos ocurridos durante el almacenamiento del lixiviado en el laboratorio.

## 8. CONCLUSIONES

- Se establecieron los parámetros de diseño necesarios para la construcción del reactor de Biodiscos a escala laboratorio, el cual resultó ser un diseño óptimo teniendo en cuenta los resultados obtenidos en las eficiencias y por no presentarse problemas operacionales. Se confirma que el parámetro más importante de diseño es la carga orgánica superficial de 18 g DQO/m<sup>2</sup>.d, lo cual se ratifica por el desempeño óptimo del reactor a esta carga orgánica y se comprueba la hipótesis formulada para esta investigación frente a la remoción de los parámetros fisicoquímicos complementarios.
- El Lixiviado del relleno sanitario La Pradera fue tratado mediante el reactor de Biodiscos y se determinaron las eficiencias frente a diferentes parámetros fisicoquímicos, las cuales se muestran a continuación:
  - Con respecto a la remoción de compuestos orgánicos se obtuvo una eficiencia de 68% para DQO y 95% para DBO, producto de la remoción de Ácidos Grasos Volátiles y otros componentes orgánicos biodegradables, lo cual demuestra un buen desempeño del reactor de Biodiscos frente a estos parámetros. Compuestos orgánicos remanentes (no removidos) están relacionados con componentes poco biodegradables como ácidos húmicos y fúlvicos generados en procesos de estabilización dentro del relleno sanitario.
  - Teniendo en cuenta la variabilidad de las características de lixiviado, se evaluó la remoción de la DBO con respecto a la carga orgánica de DBO aplicada. Considerando la alta eficiencia que se obtuvo frente a este parámetro, se concluye que las mayores remociones en DBO ocurre para una carga orgánica óptima de 10 a 16 g DBO/m<sup>2</sup>.d con una carga de diseño recomendada de 13 g DBO/m<sup>2</sup>.d para que las variaciones en el contenido orgánico biodegradable del lixiviado estuvieran dentro del rango especificado. Si se aplican cargas mayores pueden causar sobrecargas al sistema de tratamiento, mientras que cargas menores puede afectar el sistema por falta de sustrato para la población microbiana.
  - Para Nitrógeno se tuvo una remoción de NTK del 90% y de Nitrógeno en todas sus especies del 74%, lo cual es alta a comparación de sistemas biológicos convencionales. Normalmente se da remoción sólo por asimilación y se transforma el nitrógeno amoniacal en procesos de nitrificación. Para esta investigación se obtuvo una alta remoción gracias a procesos de volatilización y de desnitrificación ocasionados

- por el incremento de pH y presencia de zonas anóxicas que se presentaron dentro del reactor.
- Con relación al Fósforo se obtuvieron eficiencias aceptables de 38% en promedio, siendo un poco más alto a la eficiencia promedio en sistemas convencionales. La única vía de eliminación para este componente es mediante la asimilación de la biomasa, la cual incorpora dentro de las células un pequeño porcentaje. Para esta investigación se obtuvieron remociones hasta del 64% debido a la alternancia entre procesos aerobios y anaerobios generados en las capas interiores de la biopelícula, favoreciendo a una mayor incorporación de fósforo dentro de las células. La disminución gradual en la remoción de fósforo obtenida en este estudio obedece a procesos de liberación de fósforo de las células generado por la acumulación de lodo en el fondo del Sedimentador.
  - Con respecto a SST, se obtuvo una remoción aceptable de 70% debido a procesos de sedimentación y por otros procesos de degradación biológica. Se analizó el grado de asentabilidad del lodo mediante la determinación del IVL, el cual resultó de 106 en promedio evidenciando buenas características de sedimentabilidad. En general los estudios sólo se enfocan en determinar eficiencias y condiciones operativas en tratamientos biológicos sin tener en cuenta el grado de asentabilidad, factor importante que define las características del lodo para su sedimentación secundaria, siendo ésta parte integral del tratamiento biológico y por ello su importancia para ser evaluada.
  - Los resultados obtenidos en las remociones convierte al reactor de Biodiscos en un sistema eficaz y apropiado para el tratamiento secundario de lixiviados con el propósito de remover principalmente compuestos orgánicos y alternadamente una eliminación parcial de nutrientes.
- Al obtenerse las remociones para cada parámetro físicoquímicos durante el periodo experimental puede observarse que las eficiencias permanecen con poca variación a excepción del fósforo, lo cual se concluye la gran estabilidad del reactor en su desempeño sin afectarse por las variaciones del afluente o por condiciones ambientales. Con el objetivo de seguir manteniendo una buena eficiencia en remoción de fósforo, se sugiere la purga continua de lodos por lo menos una vez a la semana con el objetivo que éste no sea acumulado en gran cantidad y se evite procesos de redilución de fósforo, el cual es el factor predominante en el aumento de concentración de este componente en el efluente.

- Al desarrollarse una investigación con un modelo a escala laboratorio pueden existir factores exógenos no valorados que pueden incidir en los resultados al aplicarlos a escala real. Considerando que la investigación se llevo a cabo en el laboratorio de la Universidad de Medellín se concluye que no afectaría negativamente la implementación en la zona de estudio (Municipio de Barbosa – Departamento Antioquia), a saber:
  - Precipitación - Humedad: A pesar que es mayor en el Municipio de Barbosa, no afecta la operación del reactor ya que estos reactores están cubiertos para evitar la exposición a la intemperie. Al haber mayor humedad relativa se tendría menos pérdidas de agua a las generadas en la investigación, no obstante esas pérdidas son insignificantes y no afectaría positiva ni negativamente al desempeño del Biodiscos.
  - Radiación: Siendo la radiación solar mayor en Municipio de Barbosa, tampoco afectaría el desempeño del reactor ya que al estar cubierto se evitaría el crecimiento de algas que son causantes de la disminución de la eficiencia.
  - Temperatura: Al tenerse una temperatura más alta en el Municipio de Barbosa optimizaría el desempeño del reactor, puesto que a mayor temperatura se aumenta la actividad microbiana mejorando la eficiencia de los procesos biológicos.
  
- Se evaluó el comportamiento del reactor en sus diferentes etapas con respecto a condiciones ambientales como el OD, pH, temperatura y Alcalinidad, obteniéndose las siguientes conclusiones:
  - El nivel de OD tuvo gran variación en cada una de las etapas, influenciado directamente por la carga orgánica presente en al agua a tratar. Se encontró una correlación con tendencia lineal entre el TRH y el OD promedio de cada etapa, lo cual evidencia el incremento del OD a medida que el agua se estabiliza a través de las etapas del reactor, pasando de una media de 1,3 mg/L para la etapa 1 hasta 4,9 mg/L para la etapa 4.
  - El pH se incrementó hasta llegar a las 9 unidades producto de la remoción (degradación) de los AGV del lixiviado. La tendencia del pH fue permanecer constante en las 9 unidades en el reactor, el cual se obtuvo desde la primera hasta la última etapa. A pesar de obtener un pH relativamente alto, el Reactor de Biodiscos trabajó sin ningún inconveniente evidenciado en su alta eficiencia, concluyéndose su resistencia a cambios significativos de pH. Por el contrario, este pH relativamente alto favoreció al desempeño del reactor pues estimuló los procesos de volatilización y así obtener mayores remociones de Nitrógeno que convencionalmente no se dan a pH neutro.

- La temperatura permaneció casi constante, teniendo en cuenta que en la zona de estudio no se presenta temporadas estacionales. La temperatura tuvo pequeñas oscilaciones pero su media fue de 20,3 °C, la cual fue suficiente para llevar a cabo los procesos biológicos sin restricción alguna.
- La alcalinidad se redujo gradualmente en las etapas del reactor de Biodiscos, alcanzando una reducción total del 51%. Este consumo de alcalinidad se obtiene por los procesos de transformación del nitrógeno, donde la nitrificación consume alcalinidad y en la desnitrificación se genera, dando generalmente una pérdida global como ocurrió en esta investigación.
- La separación del reactor de Biodiscos mediante etapas permitió el crecimiento de diferentes microorganismos, desde bacterias simples en la etapa 1 hasta especies más complejas como rotíferos, nematodos y ácaros en la etapa 4. Esto permite una interacción más dinámica entre la diversidad de microorganismos y optimiza la remoción de materia orgánica carbonosa y nutrientes, además permite conocer el desempeño del reactor a partir de la identificación de microorganismos y la evolución que se obtiene en cada etapa, puesto que los grupos de microorganismos observados indicarán el grado de depuración y las condiciones ambientales existentes en el reactor. Por lo tanto, aún sin hacerse mediciones de parámetros fisicoquímicos, se puede comprobar la buena eficiencia del tratamiento mediante la presencia de organismos más susceptibles a aguas contaminadas como los rotíferos y los ácaros, lo cual se obtuvo en esta investigación para la última etapa del reactor.
- La legislación ambiental colombiana establece unos límites permisibles para el vertimiento a una fuente hídrica, el cual fija una remoción mínima del 80% en DBO, Aceites, Grasas y Sólidos Suspendedos, también se establece que el efluente debe tener una temperatura menor a 40°C, pH entre 5 y 9 unidades y ausencia de material flotante de acuerdo con el Decreto 1594 de 1984. Teniendo en cuenta esta norma se puede concluir que el sistema de biodiscos puede llevar a cabo el cumplimiento de estos límites en conjunto con un sistema preliminar que remueva sólidos livianos y pesados. El único parámetro que puede no cumplirse es el pH puesto que en ocasiones se obtuvo en el efluente niveles ligeramente por encima de 9 unidades, pero para ello puede adicionarse ácido para neutralizarlo.

## 9. RECOMENDACIONES

En ocasiones se evidenció puentes de biomasa formadas por el crecimiento excesivo de la biopelícula en la etapa 1, los cuales no deterioraron la operación para esta investigación pero puede haber riesgo de que ocurra en otros estudios con operación similar. Para evitar este evento se recomienda establecer el espaciamiento entre discos de 9 mm a 10 mm en la etapa 1 para evitar la unión de las biopelícula contiguas. También puede redistribuirse la cantidad de discos para disminuir la carga orgánica para la etapa 1, el cual puede aumentarse en discos y en volumen en un 50% (para este caso 6 discos) y compensarla reduciéndola proporcionalmente en las etapas 3 y 4 (3 discos cada una) que tienen cargas contaminantes menores. Al aumentarse el número de discos en la etapa 1 disminuye la carga orgánica superficial y favorece la oxigenación pudiendo llegar a un nivel de OD promedio de 2 mg/L de acuerdo a la correlación de TRH-OD, de esta manera se evita condiciones de sobrecarga que vayan en detrimento de la operación del reactor de Biodiscos.

Además del tratamiento de lixiviado, es importante implementar buenas prácticas en el relleno sanitario que permitan disminuir el caudal o la carga contaminante del lixiviado. Entre ellas se puede enunciar la revegetalización de plataformas clausuradas, cobertura de residuos sólidos, instalación de canales perimetrales de aguas lluvias que eviten su entrada en las plataformas, recirculación de lixiviados para aumentar la estabilización, compactación de plataformas mediante maquinaria pesada y mejorar la Gestión de los Residuos Sólidos desde su punto de generación para evitar el ingreso de Residuos con componentes peligrosos y aprovechando los residuos orgánicos mediante diferentes métodos existentes en la actualidad.

Esta investigación se hizo tomando como base los estudios realizados con Biodiscos para tratamiento de lixiviado, confirmando los resultados obtenidos en remoción de DQO y complementándolo con la obtención de eficiencias de diferentes parámetros fisicoquímicos y mediante el monitoreo microbiológico y de condiciones ambientales. De igual manera se insta a los investigadores para que sigan complementando estudios que permitan evaluar su optimización por ejemplo con la alimentación del reactor distribuida en diferentes etapas (step feed), o identificar remociones de metales pesados, caracterización de efluentes en cada etapa para reconocer su comportamiento o caracterizar los lodos generados para su posterior tratamiento. Con respecto a la remoción de nutrientes, se obtuvo en el reactor de Biodiscos un tratamiento eficaz por ser más altas las remociones que lo obtenido normalmente en los procesos convencionales. Es importante entonces realizar estudios posteriores bajo las mismas condiciones

para analizar más detalladamente los procesos bioquímicos involucrados para la remoción de nutrientes y así cuantificar las vías de eliminación, de esta manera se tendrán explicaciones con mayor detalle sobre las remociones obtenidas en este tipo de reactores biológicos.

Para el escalamiento de este reactor a dimensiones reales debe considerarse como parámetro de diseño principal la carga orgánica superficial, que se situó en una media de 18 g DQO/m<sup>2</sup>.d, y una media de 13 g/m<sup>2</sup>.d para DBO. Determinado el Caudal del afluente (y por ende su carga) se establece el área de discos requerido para el tratamiento siendo éste el componente primordial para el diseño. El escalamiento de otro tipo de componentes como el motor, eje, material de discos, entre otros, debe considerarse su composición y características los cuales permitan garantizar la resistencia, estabilidad y operatividad del reactor. Para ello debe acogerse las indicaciones establecidas en los numerales 3.2.5, 3.2.6, 3.2.7, a las recomendaciones sugeridas por los proveedores de dichos componentes y a los materiales existentes en el medio comercial.

A pesar de las altas eficiencias en remoción obtenidas en el tratamiento del lixiviado, se reconoce que el efluente aún conserva altas concentraciones de carga contaminante, aun cumpliéndose con la normativa ambiental colombiana en materia de vertimientos. No obstante, para mejorar la calidad del efluente se recomienda la evaluación en conjunto de Biodiscos con tratamientos químicos o de oxidación avanzada para la remoción de DQO, o con sistemas biológicos avanzados para la remoción de nutrientes. La elección del tipo de sistema depende de los objetivos de calidad del efluente y del recurso hídrico receptor del vertimiento.

## 10. BIBLIOGRAFÍA

- AGHAMOHAMMADIA, N., AZIZ, A. B. H., ISAB, M. H. & ZINATIZADEHC, A. A. (2006). "Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology." Bioresource Technology **98**(18): 9pp.
- AGUDELO, R. A. (1996). Tratabilidad de lixiviados producidos en rellenos sanitarios. Medellin, Universidad de Antioquia. 400pp.
- AIR PRODUCTS. (s.f). "Air Products' Bug Of The Month Feature " Recuperado en Abril de 2009, de: <http://www.wateronline.com/content/misc/showdoc.asp?docid={426e25b9-2251-457a-b4b2-b29e48248470}&VNETCOOKIE=NO>.
- AL-AHMADY, K. K. (2005). "Effect of Organic Loading on Rotating Biological Contactor Efficiency." International Journal of Environmental Research and Public Health **2**(3): 9pp.
- ÁLVAREZ, A. & SUÁREZ, J. H. (2006). "Tratamiento biológico del lixiviado generado en el Relleno Sanitario "El Guayabal" de la ciudad de San José de Cúcuta." Ingeniería y Desarrollo(20): 11pp.
- ALVES, M. (2007a). "Tratamento de Água e Efluentes Líquidos - Processos Biológicos." Recuperado en Julio de 2009, de: <http://www.biologica.eng.uminho.pt/TAEL/downloads/200708/tratamentos%20biol%C3%B3gicos5.pdf>.
- ALVES, M. (2007b). "Tratamento de Água e Efluentes Líquidos - Reactores de Biodiscos." Recuperado en Julio de 2009, de: <http://www.biologica.eng.uminho.pt/TAEL/downloads/200708/biodiscos.pdf>.
- AMOKRANE, A., COMELB, C. & VERONA, J. (1997). "Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation " Water Research **31**(11): 8pp.
- ANTIGUEDAD, M. A. G. I. (1997). "Control de lixiviados en los vertederos de residuos sólidos urbanos de Gipuzkoa." Residuos : la revista técnica de medio ambiente(39): 11pp.
- APHA & AWWA (1992). Métodos analizados para el análisis de aguas potables y residuales. Madrid, Edición Díaz Santos S.A. 1800pp.
- APHA, AWWA & WEF (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington. pp.

- AYMA. (1999). "Atlas de microorganismos." Recuperado en Enero de 2009, de: <http://personal.telefonica.terra.es/web/ayma/atlas.htm>.
- AYOUB, G., SAIKALY, P., EL-FADEL, M. & BAYDOUN, E. (2004). "Impact of Step-Feed on COD and BOD<sub>5</sub> Removal in Rotating Biological Contactors." Environmental Engineering Science **21**(5): 11pp.
- BANERJEE, G. (1996). "Phenol- and Thiocyanate-Based Wastewater Treatment in RBC Reactor." Journal of Environmental Engineering **122**(10): 8pp.
- BARROS DE MACÊDO, J. A. (2000). "Biofilmes bacterianos, uma preocupação da indústria de farmacêutica." Revista Fârmacos & Medicamentos **2**(7): 6pp.
- BEHLING, E., CALDERA, Y. A., MARÍN, J. C., GUTIÉRREZ, E. C. & FERNÁNDEZ, N. M. (2003a). "Comportamiento de un reactor biológico rotativo de contacto (RBC) en el tratamiento de efluentes de una industria cárnica." Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas **37**(1): 14pp.
- BEHLING, E., MARÍN, J. C., GUTIÉRREZ, E. & FERNÁNDEZ, N. (2003b). "Tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales utilizando reactores biológicos rotativos de contacto." Multiciencias **3**(2): 12pp.
- BEHLING, E., MARÍN, J. C., GUTIÉRREZ, E. & FERNÁNDEZ, N. (2003c). "Tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales utilizando reactores biológicos rotativos de contacto." Multiciencias **3**(2): 12pp.
- BEHLING, E., WEFER, G., MARÍN, J. C., COLINA, G., RINCÓN, N., DÍAZ, A. & FERNÁNDEZ, N. (2005). "Tratamiento aeróbico de un efluente sintético de glucosa y fenol en un reactor biológico rotativo de contacto." Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas **39**(3): 16pp.
- BIOSURFACE TECHNOLOGIES CORP (2004). Biofilms. <http://www.imt.net/~mitbst/images/biofilm.jpg>.
- BITTON, G. (2005). Wastewater Microbiology. New Jersey, Wiley. 768pp.
- BÓDALO, A., HIDALGO, A. M., GÓMEZ, M., MURCIA, M. D. & MARÍN, V. (2007a). "Tecnologías de tratamiento de lixiviados de vertedero (III): Tratamientos Avanzados." Ingeniería Química **39**(454): 7pp.
- BÓDALO, A., HIDALGO, A. M., GÓMEZ, M., MURCIA, M. D. & MARÍN, V. (2007b). "Tecnologías de tratamiento de lixiviados de vertedero (I): Tratamientos convencionales." Ingeniería Química **39**(451): 8pp.
- BÓDALO, A., HIDALGO, A. M., MURCIA, M. D. & MARÍN, V. (2007c). "Tecnologías de tratamiento de vertedero (II): Tratamientos de bajo coste." Ingeniería Química **39**(452): 7pp.
- BORZACCONI, L., LÓPEZ, I., ARCIA, E., CARDELINO, L., CASTAGNO, Á. & VIÑAS, M. (1996). "Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios

- aplicados a lixiviado de relleno sanitario." Recuperado en Agosto de 2008, de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01147e20.pdf>.
- BOUCHARD, R. W., JR (2004). Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest. St Paul (MN), Water Resources Center, University of Minnesota. 208pp.
- BURROWS, W. D., SCHMIDT, M. O. & US ARMY MEDIAL BIOENGINEERING RESEARCH AND DEVELOPMENT LAB FORT DETRICK. (1986). "Biological Treatment of Composition B Wastewaters. 1. Rotating Biological Contactor." Recuperado en Febrero de 2008, de: <http://www.dtic.mil/cgi-bin/GetTRDoc?AD=ADA180738&Location=U2&doc=GetTRDoc.pdf>.
- CASTILLO, E., VERGARA, M. & MORENO, Y. (2007). "Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor." Waste management(20): 7pp.
- CASTILLO, F. & VIVAS, F. (1996). "Tratamiento de Aguas Residuales, de una Empresa Papelera, con Sistema de Biodiscos." Revista Acotepac(29): 6pp.
- CEADU. (s.f). "Sistemas Naturales de Depuración de Efluentes." Recuperado en Julio de 2009, de: <http://www.ceadu.org.uy/sistemasnaturales.htm>.
- COPA LTD (2006). RBC Rotating Biological Contactor [http://www.copa.co.uk/images/uploaded/rbc\\_under\\_construction.jpg](http://www.copa.co.uk/images/uploaded/rbc_under_construction.jpg).
- CORANTIOQUIA. (2006). "Formulación del Plan de Gestión Integral de los Residuos Sólidos Regional del Valle de Aburrá. *Anexo 1. Estado del Proceso Parque Ambiental La Pradera*." Recuperado en Julio de 2009, de: <http://www.corantioquia.gov.co/docs/PGIRS/IVASESORIAMUNICIPIOS/ANEXO%201%20-%20%20AMVA325-IN-PAP.pdf>.
- CORANTIOQUIA (2008). Oficio 130TH89-1265 652 de 18 de Septiembre de 2008. Asunto: Derecho de Petición - Caracterización de lixiviados. Santa Rosa de Osos.
- CORTEZ, S., TEIXEIRA, P., OLIVEIRA, R. & MOTA, M. (2008). "Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance " Reviews in Environmental Science and Biotechnology **7**(2): 18pp.
- COSTLEY, S. C. & WALLIS, F. M. (2000). "Effect of flow rate on heavy metal accumulation by rotating biological contactor (RBC) biofilms." Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology **24**(4): 7pp.
- CRITES, R. & TCHOBANOGLOUS, G. (2000). Sistemas de manejo de Aguas Residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Bogota, McGraw Hill. 701pp.

- CUBILLOS, A. (1981). Parámetros y características de las Aguas Residuales. Lima. 30pp.
- DAUTANT, R. & LÓPEZ, H. (1997). "Estudio comparativo entre los resultados obtenidos en un reactor a escala laboratorio y otro a escala natural utilizando biodiscos (caso real)." Recuperado en Julio de 2009, de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/puertorico/xviii.pdf>.
- DAVIES, D. G. (s.f). Microbiology, bacterial physiology, biofilm research. <http://www2.binghamton.edu/biology/faculty/davies/images/biofilm.jpg>.
- DECRETO 838, 2005. (Marzo 23) Por el cual se modifica el Decreto 1713 de 2002 sobre disposición final de residuos sólidos y se dictan otras disposiciones. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- DECRETO 1594, 1984. (Junio 26) Por el cual se reglamenta parcialmente el Título 1 de la Ley 09 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI - Parte III - Libro II y el Título III de la parte III - Libro I - del Decreto 2811 de 1974 en cuanto a Usos del Agua y Residuos Líquidos. Ministerio de Salud.
- DEPARTMENT OF PUBLIC WORKS HOME - BRATTLEBORO (2006). Wastewater Treatment - Page 2. <http://www.sover.net/~brattdpw/rbcs.JPG>.
- DI PALMA L. & VERDONE, N. (2008). "The effect of disk rotational speed on oxygen transfer in rotating biological contactors." Bioresource Technology **100**(3): 4pp.
- DÍAZ, J. & GORRAIZ, J. V. (1997). "Características de los lixiviados de Relleno Sanitario." Proyección Universitaria (Tunja)(11): 28pp.
- DÍAZ, J. (2003). "Remoción de Nitrógeno y Fósforo en aguas residuales." Proyección Universitaria (Tunja)(21): 14pp.
- DIEZ, J. F. & GÓMEZ, V. J. (1999). Diseño y Construcción de un sistema de Biodisco para el tratamiento de Aguas Residuales. Escuela de Ingenierías - Facultad de Ingeniería Mecánica. Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana, UPB. **Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Mecánico**: 158.
- EARTHFORCE.ORG. (s.f). "Benthic Macroinvertebrates as water quality indicators." Recuperado en Noviembre de 2009, de: <http://www.eeweek.org/assets/files/Water%20Quality%20Testing/Macroinvert%20poster.pdf>.
- EDIE.NET. (s.f). "Rotating Biological Contactor (RBC) - Large Diameter Modules." Recuperado en Abril de 2010, de: [http://www.edie.net/products/view\\_entry.asp?id=2055](http://www.edie.net/products/view_entry.asp?id=2055).
- EMPRESAS VARIAS DE MEDELLÍN. (s.f). "Relleno Sanitario La Pradera." Recuperado en Junio de 2008, de:

---

[http://www.eevvm.com.co/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1&Itemid=17](http://www.eevvm.com.co/index.php?option=com_content&view=article&id=1&Itemid=17).

ENVIRONMENTAL LEVERAGE INC. (2003). "Microscopic Analyses." Recuperado en Junio de 2009, de: <http://www.environmentalleverage.com/microscopic%20analyses.htm>.

ENVIRONMENTAL LEVERAGE INC. (2007). "Mystery Bug of the Month: June-06." Recuperado en Noviembre de 2009, de: [http://www.environmentalleverage.com/mystery\\_bug\\_of\\_the\\_month6-06.htm](http://www.environmentalleverage.com/mystery_bug_of_the_month6-06.htm).

ESTRUCPLAN.COM.AR. (s.f). "Lixiviados procedentes de los RSU " Recuperado en Abril de 2010, de: <http://www.estrucplan.com.ar/articulos/verarticulo.asp?idarticulo=361>.

FOUNTOULAKIS, M. S., TERZAKIS, S., CHATZINOTAS, A., BRIX, H., KALOGERAKIS, N. & MANIOSA, T. (2009). "Pilot-scale comparison of constructed wetlands operated under high hydraulic loading rates and attached biofilm reactors for domestic wastewater treatment." Science of The Total Environment **407**(8): 8pp.

GÁLVEZ, A., GIUSTI, L., ZAMORANO, M. & RAMOS-RIDAO, A. F. (2009). "Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment." Bioresource Technology **100**(20): 4pp.

GIRALDO, E. (2001). "Tratamiento de lixiviados de Rellenos Sanitarios: Avances Recientes." Revista de Ingeniería - Universidad de los Andes(14): 12pp.

GM CANADA (2006). Environmental Initiative #68 - Sustainable Town of Okotoks, Alberta  
<http://www.gm.ca/inm/gmcanada/english/about/MissionGreen/Daily/Oct06/O11.jpg>.

GONZÁLEZ, A. (2008). Principales problemas en la sedimentación del floc biológico (lodos activados) Maracay, CONTRASER. 60pp.

GONZÁLEZ, M. & SALDARRIAGA, J. C. (2008). "Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio." Revista EIA(10): 9pp.

GRADY C. P. L. JR., DAIGGER, G. T. & LIM, H. C. (1999). Biological wastewater treatment. New York, Marcel Dekker. 1076pp.

GÜNZLER, H. (1996). Accreditation and Quality Assurance in Analytical Chemistry. Berlin, Springer. 274pp.

GUTIÉRREZ MARTÍN, F., CORTIJO, M., ARRABAL, C., ANDRES, M. P. & HERMOSILLA, D. (2004). "Tratamiento y oxidación avanzada de lixiviados de RSU." Ingeniería Química **36**(409): 9pp.

- HIRAS, D. N., MANARIOTIS, I. D. & GRIGOROPOULOS, S. G. (2004). "Organic and nitrogen removal in a two-stage rotating biological contactor treating municipal wastewater." Bioresource Technology **93**(1): 9pp.
- IRENE, M. & LO, C. (1996). "Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills " Environment International **22**(4): 10pp.
- KAPOOR, A., KULPER, A., BEDARD, P. & GOULD, W. D. (2003). "Use of a rotating biological contactor for removal of ammonium from mining effluents." The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection **3**(1): 13pp.
- KARGI, F. & DINCER, A. R. (1999). "Salt Inhibition Effects in Biological Treatment of Saline Wastewater in RBC." Journal of Environmental Engineering **125**(10): 6pp.
- KARGI, F. & PAMUKOGLU, M. Y. (2003). "Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation." Enzyme and Microbial Technology **33**(5): 8pp.
- KINNER, N. E., BALKWILL, D. L. & BISHOP, P. L. (1983). "Light and Electron Microscopic Studies of Microorganisms Growing in Rotating Biological Contactor Biofilms." Applied and Environmental Microbiology **45**(5): 11pp.
- MARTÍN-CERECEDA, M., SERRANO, S. & GUINEA, A. (2001). "Biofilm Communities and Operational Monitoring of a Rotating Biological Contactor System." Water, Air & Soil Pollution **126**(3-4): 14pp.
- MBA, D., BANNISTER, R. H. & FINDLAY, G. E. (1999). "Mechanical redesign of the rotating biological contactor." Water Research **33**(18): 10pp.
- MBA, D. (2003). "Mechanical evolution of the rotating biological contactor into the 21st century." Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part E: Journal of Process Mechanical Engineering **217**(3): 31pp.
- METCALF & EDDY (1996). Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. México D.F, McGraw Hill. 1485pp.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (2002a). Guía Ambiental para Rellenos Sanitarios. Bogotá. 200pp.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (2002b). Guía Ambiental para la Formulación de Planes de Pretratamiento de Efluentes Industriales. Bogotá. 143pp.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (2002c). Guía para el Manejo, Tratamiento y Disposición Final de las Aguas Residuales Municipales. Bogotá. 64pp.
- MINNAARD, C., CONDESSE, V., MINNAARD, V. & RABINO, C. (2005). "Los gráficos de caja: un recurso innovador." Revista Iberoamericana de

- Educación Recuperado en Agosto de 2009, de: <http://www.rieoei.org/experiencias93.htm>.
- MOGHABGHAB, R. (1997). External Surface and porosity of RBC biofilms in leachate pre-treatment. Department of Civil Engineering. Toronto, University of Toronto. **Master of Applied Science**: 212.
- NAJAFPOUR, G. D., ZINATIZADEH, A. A. L. & LEEC, L. K. (2006). "Performance of a three-stage aerobic RBC reactor in food canning wastewater treatment " Biochemical Engineering Journal **30**(3): 6pp.
- NAMOI CATCHMENT MANAGEMENT AUTHORITY (2009). Water quality parameters & indicators. New South Wales. 6pp.
- OGUZ, M. & OGUZ, M. (1993). "Characterization of Ankara meat packing plant wastewater and treatment with a rotating biological contactor." International journal of environmental studies **44**(1): 6pp.
- OLIVARES, T. (2007). "Bacterias filamentosas en el tratamiento de aguas residuales." ALEPH ZERO Recuperado en Julio de 2009, de: <http://hosting.udlap.mx/profesores/miguela.mendez/alephzero/archivo/historico/az43/tatiana43.html>.
- ÖMAN, C. B. & JUNESTEDT, C. (2008). "Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds." Waste Management **28**(10): 16pp.
- ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT. (1988). "Technology Review: Biological Treatment of Hazardous Landfill Leachates." Recuperado en Junio de 2009, de: <http://www.archive.org/download/technologyreview00ontauoft/technologyreview00ontauoft.pdf>.
- PALOMINO, R. I. (2009). "Notas breves sobre estadística descriptiva." Universidad Nacional de Colombia Recuperado en Junio de 2009, de: <http://www.unalmed.edu.co/~estadist/Estal/Est%20Descriptiva.doc>.
- POULIOT, J.-M. (1999). Biological treatment of Landfill Leachate. Department of Civil and Environmental Engineering. London - Ontario, The University of Western Ontario. **Master of Engineering Science**: 163.
- RAMALHO, R. S. (1993). Tratamiento de Aguas Residuales. Barcelona, Ed. Reverte. 705pp.
- RANA, N. S. & KHARE, M. (2002). "Design Criteria for a Rotating Biological Contactor System for Treatment of Urinal Wastewater." International Journal of Environmental Studies **59**(1): 11pp.
- RAS - TITULO E, 2000. Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico. Ministerio de Desarrollo Económico.

- RAS - TITULO F, 2000. Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico. Ministerio de Desarrollo Económico.
- RAS, 1998. Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico. Ministerio de Desarrollo Económico.
- RENOU, S., GIVAUDAN, J. G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F. & MOULIN, P. (2008). "Landfill leachate treatment: Review and opportunity." Journal of Hazardous Materials **150**(3): 26pp.
- RIVERA, F., CASTRO, F., MORENO, G., LUGO, A., GALLEGOS, E. & NOROUZIAN, M. (1988). "Protozoa of a rotating biological contactor treatment plant in Mexico " Water, Air & Soil Pollution **42**(3-4): 21pp.
- RÖBEN, E. (2002). "Diseño, construcción, operación y cierre de rellenos sanitarios municipales." Recuperado en Agosto de 2006, de: <http://www.bvsde.paho.org/cursosm/e/fulltext/loja.pdf>.
- ROBINSON, H. D. & LAST, S. (1999). "Tecnología punta en el tratamiento de lixiviados en Europa." Residuos : la revista técnica de medio ambiente (46): 4pp.
- ROLDÁN, G. & RAMIREZ, J. J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Medellín, Editorial Universidad de Antioquia. 440pp.
- ROMERO ROJAS, J. A. (2008). Tratamiento de Aguas Residuales: Teoría y principios de diseño. Bogotá, Escuela Colombiana de Ingeniería. 1248pp.
- SALVADO, H., PALOMO, A., MAS, M., PUIGAGUT, J. & GRACIA, M. D. (2004). "Dynamics of nematodes in a high organic loading rotating biological contactors." Water Research **38**(10): 8pp.
- SERRANO, C. (2006). Alternativas de utilización de biogás de rellenos sanitarios en Colombia. Bogota, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. **Master en Gestión y Auditorías Ambientales**: 144.
- SIERRA, C. A. (2004). Principios de Diseño de operaciones unitarias y procesos de tratamiento de aguas residuales municipales. Medellín. 237pp.
- SILVA, J. D. D. (2007). Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série: estudo em escala piloto. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Florianopolis, Universidade Federal de Santa Catarina. **Doutor em Engenharia Ambiental**.: 218.
- SOIL & WATER CONSERVATION SOCIETY OF METRO HALIFAX - SWCSMH. (2008). "Freshwater Benthic Ecology and Aquatic Entomology Homepage: Subcohort Hydrachnidia (True water mites)." Recuperado en Noviembre de 2009, de: <http://www.chebucto.ns.ca/ccn/info/Science/SWCS/ZOOBENTH/BENTHOS/xxi.html>.

- SPELLMAN, F. R. (2003). Handbook of Water and Wastewater treatment plant operations. Boca Raton (Florida), Lewis Publishers. 661pp.
- STATGRAPHICS PLUS (2005). Menú de Ayuda de Statgraphics Plus para Windows Versión 5.1. pp.
- TABLEMAC. (2009). "Ficha Formaleta T." Recuperado en Agosto de 2009, de: [http://www.tablemac.com/images/stories/pdf/FICHA\\_FORMALETA.pdf](http://www.tablemac.com/images/stories/pdf/FICHA_FORMALETA.pdf).
- TAWFIK, A., TEMMINK, H., ZEEMAN, G. & KLAPWIJK, B. (2006). "Sewage Treatment in a Rotating Biological Contactor (RBC) System." Water, Air & Soil Pollution **175**(1-4): 15pp.
- TRIVENI ENGINEERING & INDUSTRIES LTD. (s.f). "Types of Products - Rotating Biological Contactor." Recuperado en Julio de 2009, de: <http://www.trivenigroup.com/water/rotating-biological-contactor.html>.
- UNIVERSIDAD DE MEDELLÍN (2005). Clínica Jurídica de Interés Público Ambiental I. Medellín, Sello Editorial Universidad de Medellín. 131pp.
- UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA. (2009). "Propiedades térmicas del agua." Recuperado en Agosto de 2009, de: [http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/ciencias/2000051/lecciones/cap01/06\\_07.htm](http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/ciencias/2000051/lecciones/cap01/06_07.htm).
- VILASECA, M. M. (2001). "Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica." Boletín Intexter del Instituto de Investigación Textil y de Cooperación Industrial - Universitat Politècnica de Catalunya(119): 6pp.
- WELTER, A. B., ROMERO, J. M., GRUMELLI, Y. A., SANCHEZ, J. A. & ASCAR, G. I. (2004). "La Biopelícula en los procesos RBC." Recuperado en Agosto de 2008, de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/argentina14/welter.pdf>.
- WISZNIOWSKI, J., ROBERT, D., SURMACZ-GORSKA, J., MIKSCH, K. & WEBER, J. V. (2006). "Landfill leachate treatment methods: A review." Environmental Chemistry Letters **4**(1): 11pp.
- XU, Z.-Y., ZENG, G.-M., YANG, Z.-H., XIAO, Y., CAO, M., SUN, H.-S., J, L.-L. & CHEN, Y. (2009). "Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification " Bioresource Technology **Article in Press**(Corrected Proof): 8pp.
- ZARAIN, R. M. (2003). Establecimiento de una composta comunitaria en San Andres Cholula y determinación del efecto de sus lixiviados en un cultivo de girasol (*Helianthus annuus*) Escuela de Ciencias - Departamento de Química y Biología. Puebla, Universidad de las Américas Puebla. **Licenciatura en Biología con área en Ecología.**

## 11. ANEXOS

### 11.1 TABLA DE NOMENCLATURAS

#### 11.1.1 SISTEMA DE UNIDADES

Tabla 23. Tabla de Unidades

UNIDADES	SIGNIFICADO
<b>cm</b>	Centímetro
<b>d</b>	Día
<b>g</b>	Gramo
<b>h</b>	Hora
<b>in</b>	Pulgada
<b>L</b>	Litro
<b>m</b>	Metro
<b>m<sup>2</sup></b>	Metro cuadrado
<b>m<sup>3</sup></b>	Metro cúbico
<b>mg</b>	Miligramo
<b>min</b>	Minuto
<b>ml</b>	Milímetro
<b>RPM</b>	Revoluciones por minuto
<b>s</b>	Segundo

#### 11.1.2 LISTADO DE ABREVIATURAS

Tabla 24. Tabla de Abreviaturas

ABREVIATURA	SIGNIFICADO
<b>AGV</b>	Ácidos Grasos Volátiles
<b>ARD</b>	Agua Residual Doméstica
<b>COT</b>	Carbono Orgánico Total
<b>DBO</b>	Demanda Biológica de Oxígeno
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxígeno
<b>IVL</b>	Índice Volumétrico de Lodos

ABREVIATURA	SIGNIFICADO
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b>	Nitrógeno Amoniacal
<b>NH<sub>3</sub></b>	Amoniac
<b>NO<sub>2</sub></b>	Nitrito
<b>NO<sub>3</sub></b>	Nitrato
<b>NO<sub>x</sub></b>	Nitrógeno Oxidado (NO <sub>2</sub> + NO <sub>3</sub> )
<b>NTK</b>	Nitrógeno Total Kjeldahl
<b>OD</b>	Oxígeno Disuelto
<b>pH</b>	Potencial de Hidrógeno
<b>RBC</b>	Rotating Biological Contactor (Biodiscos)
<b>SST</b>	Sólidos Suspendidos Totales
<b>TRS</b>	Tiempo de Retención Celular

### 11.1.3 LISTADO DE VARIABLES

Tabla 25. Tabla de Variables

VARIABLE	SIGNIFICADO
<b>A</b>	Área efectiva de los discos para tratamiento
<b>a</b>	Distancia entre discos
<b>A<sub>d</sub></b>	Área sumergida de cada disco
<b>A<sub>t</sub></b>	Área transversal de agua en el tanque
<b>b</b>	Distancia entre disco-etapas
<b>C</b>	Concentración de carga orgánica del afluente
<b>C.H</b>	Carga Hidráulica
<b>C.O</b>	Carga Orgánica
<b>C<sub>e</sub></b>	Distancia entre centros
<b>D</b>	Diámetro del disco
<b>d</b>	Diámetro de superficie no sumergida
<b>D<sub>e</sub></b>	Diámetro de la polea del eje
<b>D<sub>m</sub></b>	Diámetro de la polea del motorreductor
<b>e</b>	Espesor de los discos
<b>K<sub>a</sub></b>	Constante de acidez (equilibrio)
<b>l</b>	Longitud de cada etapa
<b>L</b>	Longitud del reactor

---

VARIABLE	SIGNIFICADO
$L_p$	Longitud de la correa
$L_{Sed}$	Longitud del sedimentador
$n$	Número de discos por etapa
$N$	Número de etapas en el reactor
$n_r$	Número de discos en el reactor
$P$	Proporción de área sumergida del disco
$Q$	Caudal
$SSLM$	Sólidos Suspendidos Totales en licor mixto
$TRH$	Tiempo de Retención Hidráulica
$V_a$	Es el Volumen asentado en un litro de muestra durante 30 min
$V_R$	Volumen efectivo del reactor
$V_{Sed}$	Volumen del sedimentador
$W_e$	Velocidad angular del eje
$W_m$	Velocidad angular del motorreductor

## 11.2 PROBLEMAS MECÁNICOS

De los más importantes que ocurren en reactores de Biodiscos a escala real se pueden mencionar los siguientes:

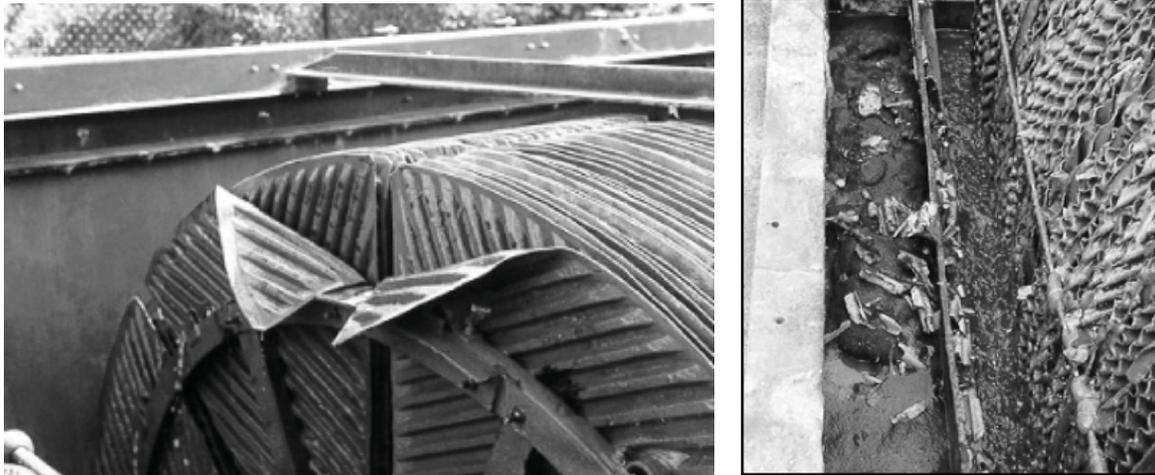
### **a) Rotación Dispareja de los Discos**

Este es un fallo que se da debido a problemas mecánicos, los cuales pueden deteriorar el funcionamiento del Biodiscos y para la corrección es necesario reparar los inconvenientes asociados. Otras acciones correctivas es ajustar las divisiones entre etapas para decrecer la carga y aumentar la velocidad rotacional para estimular el desprendimiento controlado de la biopelícula.

### **b) Fallos en el material de soporte (discos)**

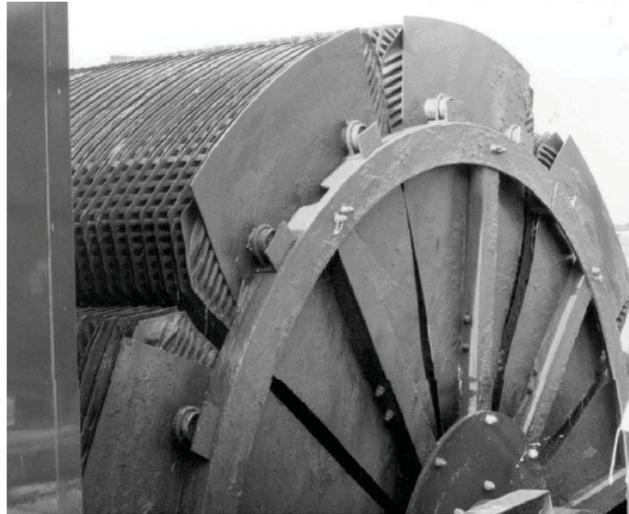
Pérdida de rigidez y desintegración de los discos son los problemas más comunes asociados al material de soporte (Ilustración 19). Estos problemas hacen disminuir el área efectiva de contacto de los discos con el agua residual y por ende disminuye la tasa de remoción e implica el aumento de los costos de operación en la reconstrucción o reemplazo del material de soporte. Para su prevención, se ha instalado estructuras rígidas que soportan a los discos y capas de polipropileno de 5 mm de espesor como lo muestra la Ilustración 20. De igual manera, es necesario considerar los aspectos descritos en el numeral 3.2.5.2 para la selección del material de soporte.

Ilustración 19. Fallos en los discos por pérdida de rigidez (izq) y por desintegración (der)



Fuente: (Mba, 2003)

Ilustración 20. Diseño para prevenir la pérdida de rigidez en los discos



Fuente: (Mba, 2003)

### ***c) Fallos en los cojinetes o rodamientos***

Este problema ocurre cuando hay deficiente mantenimiento, incorrecta lubricación o contaminación del lubricante. Este aspecto puede generar corrosión, deterioro y recalentamiento de los componentes de la transmisión (Ilustración 21). Para corregirlo, es necesario llevar a cabo jornadas periódicas de mantenimiento donde se involucre la lubricación de este componente y seguir las recomendaciones dadas por el proveedor o fabricante.

**Ilustración 21. Daños en el cojinete**

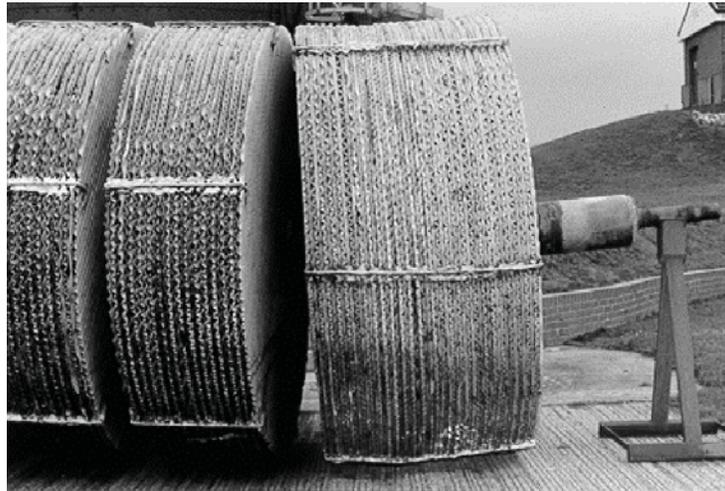


Fuente: (Mba et al, 1999)

**d) Fallos en el eje**

El fallo más común es la fractura del eje y es uno de los daños más severos que pueden generarse en la operación, puesto que el eje es la estructura central y es la que sostiene el material de soporte (Ilustración 22). Generalmente cuando ha ocurrido un problema de este tipo, el eje es reemplazado en su totalidad con el material de soporte ya que éstos también son deteriorados por el inconveniente (Mba et al, 1999). Para prevenir o mitigar este inconveniente, es necesario tener en consideración los aspectos comentados en el numeral 3.2.5.1.

Ilustración 22. Fractura del eje



Fuente: (Mba, 2003)

**e) Fallos en el motor**

En la operación se puede ocasionar recalentamiento del motor y suspender el funcionamiento del sistema. La causa de este inconveniente es el mantenimiento inadecuado y el alineamiento incorrecto del sistema de transmisión. Para corregir este inconveniente, se recomienda alinear el sistema de la transmisión y seguir las recomendaciones del proveedor o fabricante.

Existen otros fallos mecánicos que pueden influir en la operación del Biodiscos y pueden consultarse en la bibliografía (Mba et al, 1999; Mba, 2003).

## 11.3 SEGUIMIENTO MICROBIOLÓGICO PARA CADA ETAPA DEL REACTOR

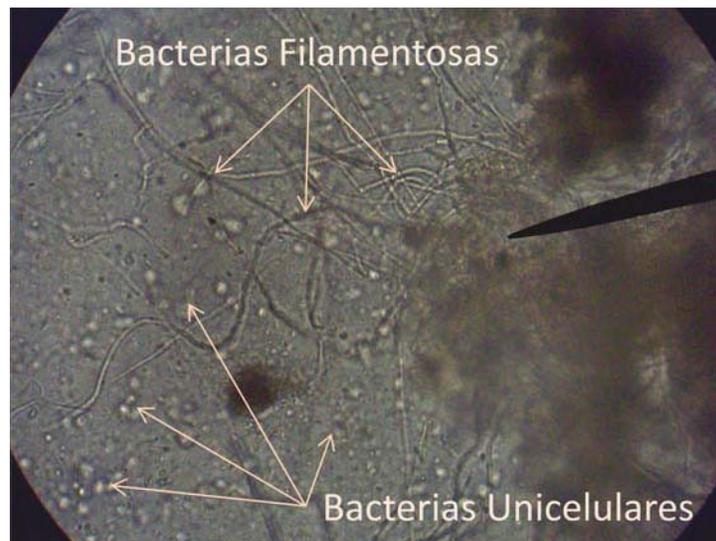
Para llevar a cabo este monitoreo, se hizo observación e identificación de los tipos de microorganismos más característicos en cada una de las etapas del reactor mediante microscopio. La identificación fue hecha mediante la comparación con fotos y la descripción hecha por varios autores (Kinner et al, 1983; Rivera et al, 1988; AYMA, 1999; Martín-Cereceda et al, 2001; Vilaseca, 2001; Environmental Leverage Inc, 2003; Olivares, 2007; Air Products, s.f).

La identificación no se realizó tan detalladamente como para reconocer cada uno de los individuos presentes en la biopelícula. Se optó por identificar los grupos principales de microorganismos los cuales son los que desempeñan una función concreta y pueden indicar el grado del tratamiento y la calidad del agua. Vilaseca (2001) establece que para determinar el estado de tratamiento de depuración la identificación hasta especie no es necesaria, es suficiente reconocerlos por grupos para valorar la eficacia del proceso de depuración.

### 11.3.1 *ETAPA 1*

En esta etapa se encontraron principalmente procariotas en cantidad significativa como pequeñas bacterias unicelulares y bacterias filamentosas. De acuerdo con la teoría, estas bacterias son indicadores de una carga alta de materia orgánica y bajos niveles de Oxígeno Disuelto, los cuales son características propias de esta etapa. Estas bacterias cumplen una función importante en la oxidación de la materia orgánica, por ello desde la primera etapa se dan una alta degradación de los compuestos biodegradables.

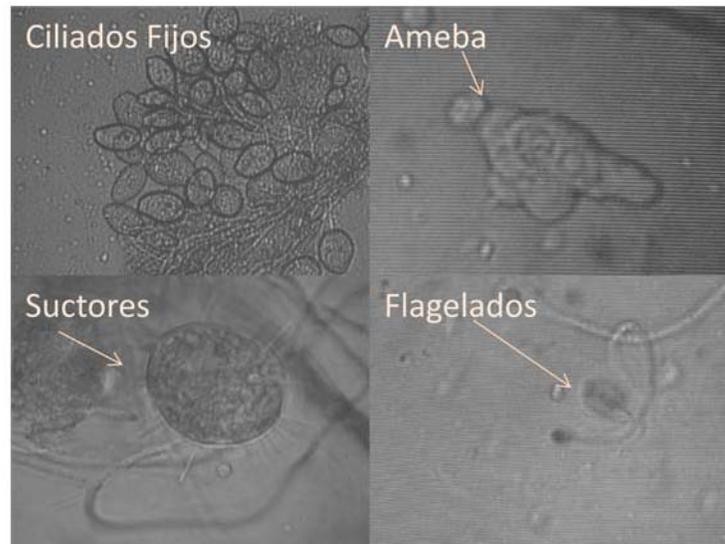
Ilustración 23. Observación de los microorganismos en la etapa 1



### 11.3.2 ETAPA 2

En esta etapa ya se empiezan a desarrollar especies más complejas (eucariotas), como algunos protozoos y en menor medida metazoos. Los grupos principales identificados son ciliados fijos del tipo *vorticella*, ciliados libres como *paramecium*, suctores, bacterias unicelulares y filamentosas, y otros microorganismos menores como amebas y flagelados. Aparecen los primeros metazoos como nematodos aunque en poca cantidad. Los grupos encontrados son capaces de resistir cargas contaminantes altas y niveles bajos de oxígeno disuelto, por lo tanto pudieron desarrollarse acá sin limitaciones. En esta etapa se aumenta la diversidad de microorganismos y por ende aumenta las interacciones entre ellos, como la competencia por el alimento (materia orgánica) y depredación de bacterias y ciliados por otros ciliados mayores, suctores y metazoos. De esta manera se va dando una evolución microbiológica para las etapas posteriores.

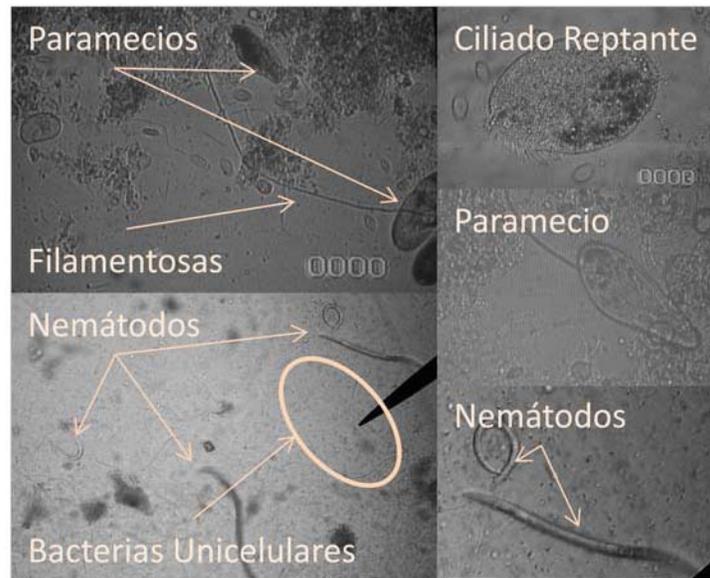
Ilustración 24. Observación de los microorganismos en la etapa 2



### 11.3.3 ETAPA 3

La etapa 3 se caracteriza por el aumento significativo de la población de nematodos. Se presentan bacterias unicelulares y filamentosas, paramecios y ciliados reptantes. Aumenta la población bacteriófaga caracterizada por protozoos y metazoos por lo cual empiezan a ser grupos dominantes en la biopelícula.

Ilustración 25. Observación de los microorganismos en la etapa 3

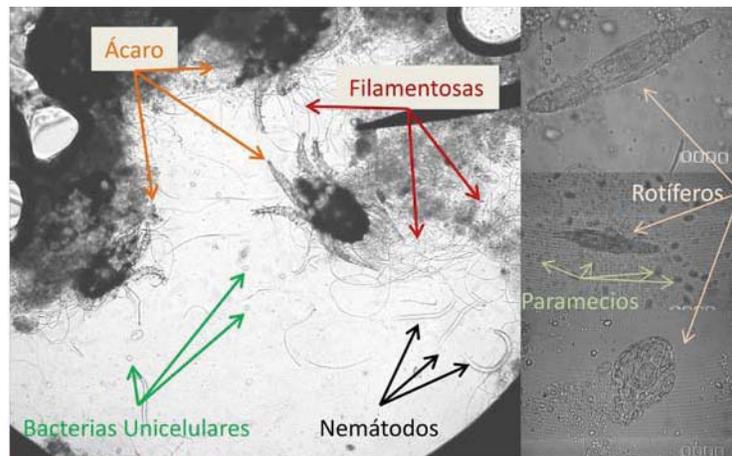


#### 11.3.4 ETAPA 4

La etapa 4 se caracterizó por tener una diversidad y población similar a la etapa 3, no obstante se diferenció por incorporarse nuevos grupos como los rotíferos y ácaros (Ilustración 26). De acuerdo con lo explicado en la teoría en el numeral 3.3.1.4 en su literal a), los rotíferos son organismos que sólo viven en aguas con buen contenido de OD y con bajo contenido de materia orgánica, dichas características son presentadas en la etapa 4, puesto que el agua ha recorrido previamente por otras tres etapas y ha sido depurada por bacterias y otros microorganismos.

Los ácaros acuáticos encontrados pertenecen al grupo denominado Hydracarina (Hydrachnidia o Hydrachnellae). Hydracarina no es un término formal taxonómico, pero ha sido ampliamente utilizado para describir un grupo de familias pertenecientes a la suborden Trombidiformes, también conocida como Prostigmata o Actinedida. (Bouchard, 2004; Environmental Leverage Inc, 2007; Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax - SWCSMH, 2008). Estos organismos macroinvertebrados son depredadores y pueden tolerar moderadamente la contaminación del agua. Es por esta razón que sólo son encontrados en esta última etapa por su alto grado de depuración que ha tenido el agua y por lo tanto se garantizan las condiciones mínimas para que estos organismos puedan sobrevivir (Namoi Catchment Management Authority, 2009; Earthforce.org, s.f).

Ilustración 26. Observación de los microorganismos en la etapa 4



Aún sin mostrarse los resultados de los parámetros fisicoquímicos del efluente, inicialmente estas observaciones microscópicas pueden dar indicio del grado de tratamiento, pues se analiza la evolución de los microorganismos y la presencia de los grupos principales, los cuales indicarán el nivel de OD, el contenido de la carga orgánica y por ende la eficiencia del sistema.

Los resultados anteriormente enunciados muestran la evolución presentada en la población microbiológica, iniciando con microorganismos unicelulares más simples, luego siguiendo por grupos más complejos bacteriófagos resistentes a condiciones de oxígeno disuelto bajas y a alta carga orgánica, para terminar con grupos más desarrollados como los nematodos, ácaros y rotíferos; siendo éstos últimos indicadores de calidad de buen tratamiento y de buenos niveles de oxígeno disuelto en el agua. Esta sucesión ocurrió con similitud a la teoría comentada en el numeral 3.3.2.2 (Composición Microbiológica de la Biopelícula) y a los resultados obtenidos por Martín-Cereceda et al (2001). Esta sucesión es también descrita en los procesos de lodos activados, sin embargo esta evolución no es mostrada por etapas sino por la edad del lodo (pues la configuración por etapas es propia únicamente de los Biodiscos) (Vilaseca, 2001; Bitton, 2005; Romero Rojas, 2008).

Como se mencionó anteriormente, en el monitoreo realizado no se encontró el organismo filamentoso *Beggiatoa*, organismo que indica condiciones de sobrecarga y niveles muy bajos de oxígeno disuelto que pueden afectar la operación del reactor. Su presencia es fácil de verificar pues es la única bacteria filamentosa con movilidad capaz de deslizarse y flexionarse (Environmental Leverage Inc, 2003). De acuerdo con este aspecto, se ratifica las condiciones adecuadas para desarrollar diferentes especies sin limitaciones y no se presentaron ambientes extremos que afecte la operación, los cuales promueven las condiciones anaerobias o el crecimiento de organismos no deseados como la *Beggiatoa*.

## 11.4 DISEÑO EXPERIMENTAL

### 11.4.1 VARIABLES DE ENTRADA

- Carga orgánica Superficial: Teniendo en cuenta los trabajos relacionados a tratamiento de lixiviados, los autores comprobaron que la carga orgánica óptima para la remoción de DQO estaba de 16 a 21 g DQO/m<sup>2</sup>.d. Teniendo en cuenta este antecedente, se diseñó el reactor a partir de una carga promedio de 18 g DQO/m<sup>2</sup>.d para que las variaciones en cargas estuvieran dentro del rango especificado. La alimentación se hacía diario para mantener regulado este factor.

A partir de esta carga se establecieron otros componentes operativos del reactor de Biodiscos que permanecieron constantes para que las variables de respuesta estén solo condicionadas a las características del afluente y así no influenciarlas por otros factores. Los factores constantes a los que se hace referencia son los siguientes:

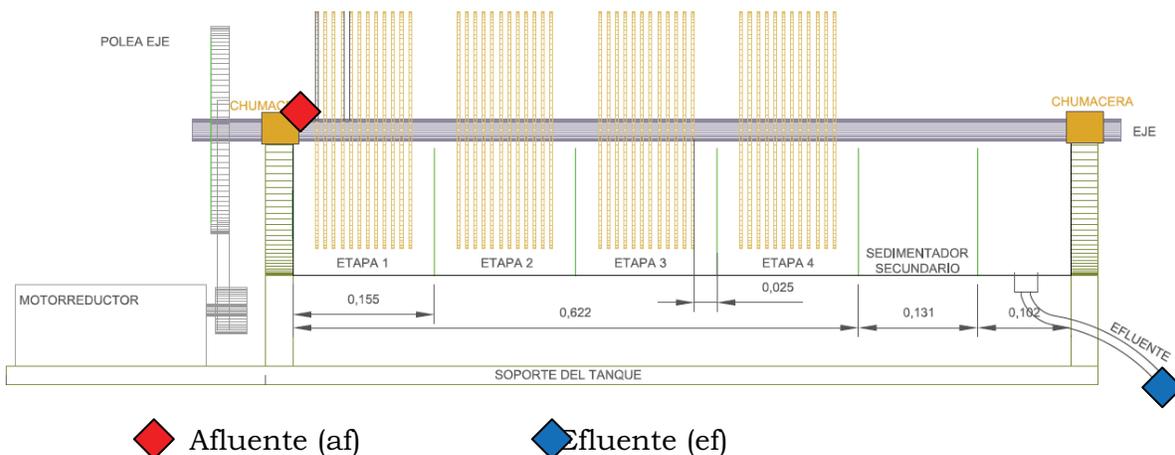
- Rotación discos
- Número de discos del reactor (Área Efectiva de Discos)
- Caudal del afluente

### 11.4.2 VARIABLES DE RESPUESTA

- Eficiencias para cada parámetro fisicoquímico

El Procedimiento experimental nace a partir de la toma de muestras en la entrada (afluente) y la salida (efluente) del reactor de Biodiscos, tal como se muestra la figura.

Figura 32. Ubicación de la toma de muestra del afluente y efluente

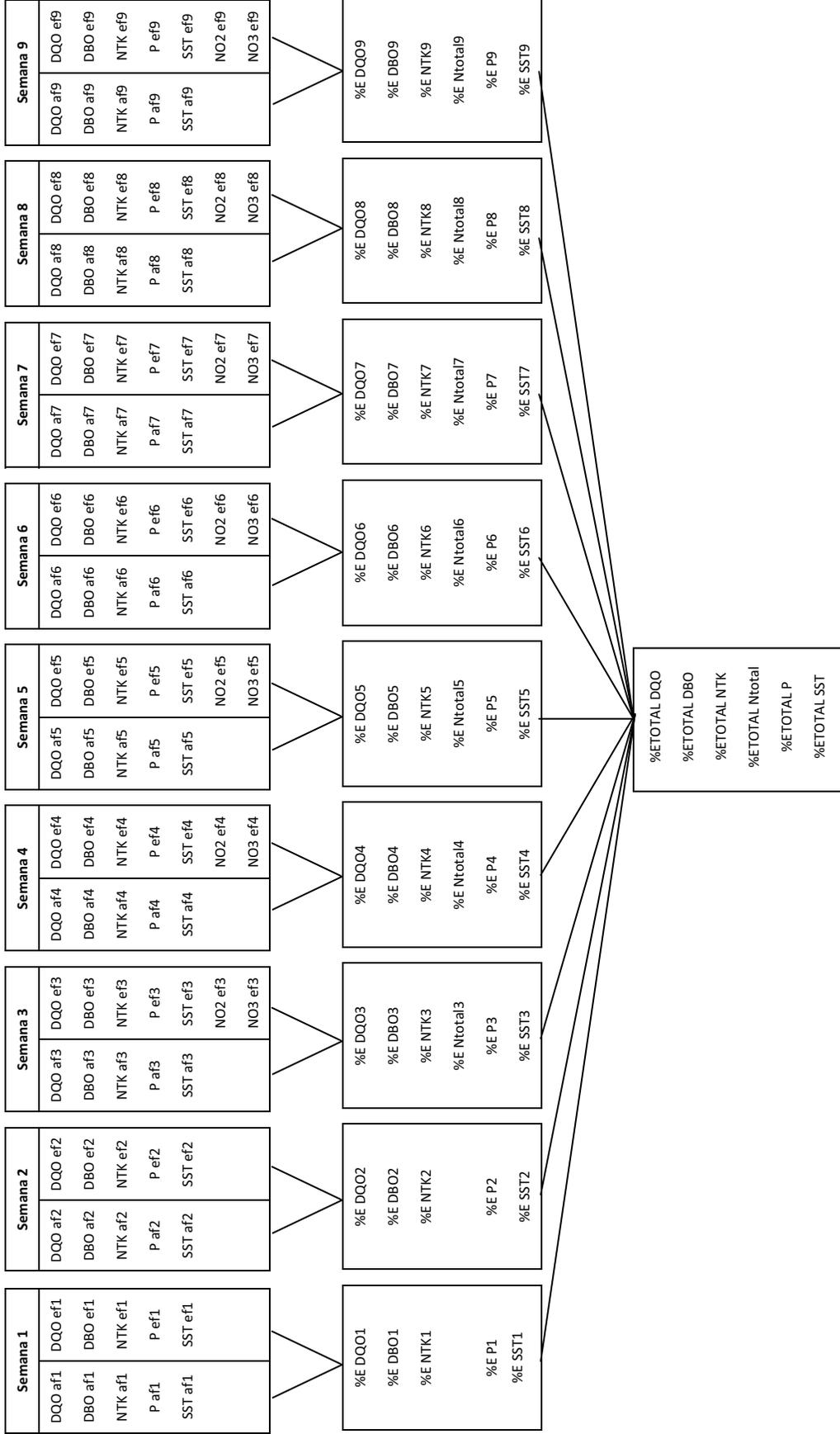


Cada muestra (afluente y efluente) se analizaron por separado para conocer sus características fisicoquímicas, se calculan sus cargas contaminantes (g/d) para luego hallar sus Eficiencias y así conocer el desempeño del reactor. La toma del efluente se hizo 38 h después de tomarse el afluente. Este tiempo se consideró teniendo en cuenta el TRH del reactor y del sedimentador secundario. En total se hizo 9 ensayos al afluente y efluente, una de cada uno por semana. Se optó por la toma de muestras de manera semanal por ajustes de logística. En la bibliografía se establece que más de 6 toma de muestras son representativas para tener resultados estadísticos confiables (Günzler, 1996), por lo tanto se tomaron 9 para aumentar esa confiabilidad y observar la tendencia por más tiempo. El procedimiento experimental se muestra en la Figura 33.

- Comportamientos de condiciones ambientales.

Durante todos los días de experimentación se examinaron los parámetros necesarios para el desarrollo de poblaciones microbianas y por ende de los procesos bioquímicos. Los parámetros monitoreados son: pH, OD y la Temperatura registrada en el momento de la medición de OD.

Figura 33. Esquema del procedimiento experimental



### 11.4.3 PROCEDIMIENTOS ESTADÍSTICOS DESARROLLADOS

- Estadística descriptiva (media, mediana, primer cuartil, tercer cuartil, mínimo, máximo y desviación estándar), representada mediante la gráfica de cajas y bigotes (Box and Whisker Plots) en el Software Statgraphics para observar la dispersión de los datos. Procedimiento desarrollado para los siguientes datos:
  - ✓ pH
  - ✓ Temperatura
  - ✓ OD
  - ✓ Carga DQO
  - ✓ Carga DBO
  - ✓ Carga N (NTK, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>)
  - ✓ Carga P
  - ✓ Carga SST
  
- Correlación entre variables
  - ✓ Matriz de correlaciones entre todos los parámetros fisicoquímicos del afluyente (lixiviado). De esta manera se evaluó el comportamiento (variaciones) de estas variables y se evalúa si hay alguna correlación entre ellas, de forma que se pueda predecir unas con el valor de otras. Los parámetros que fueron objeto de este análisis son los siguientes:
    - DQO
    - DBO
    - NTK
    - P
    - SST
  
  - ✓ Correlación entre la Carga aplicada de DBO vs % Remoción de DBO. Se grafica ambos parámetros y de esta manera se evalúa el desempeño del reactor biológico a diferentes cargas orgánicas, evidenciándose las cargas óptimas para la Remoción de DBO.
  
  - ✓ Correlación entre el pH vs TRH y OD vs TRH. Evaluar el comportamiento del pH y el OD a partir del tiempo de residencia del agua en el reactor.

## 11.5 RESULTADOS OBTENIDOS DURANTE EL PERIODO DE LA INVESTIGACIÓN

### 11.5.1 *VOLÚMENES DE SUSTRATO APLICADOS PARA LA ADECUACIÓN DEL REACTOR (ALIMENTACIÓN EN BATCH)*

Día	Sustrato Ingresado por Etapa (ml/d)							
	1		2		3		4	
	Leche Descr	Lix Rodas	Leche Descr	Lix Rodas	Leche Descr	Lix Rodas	Leche Descr	Lix Rodas
1	130		120		110		90	
2	120		90		90		80	
3	120		100		100		70	
4								
5	100		90		80		60	
6	140		120		110		100	
7	150		110		110		70	
8	140		120		110		80	
9	140		120		110		30	
10	140		120		110		80	
11								
12	160	30	150	30	90	20	50	20
13	140	60	120	60	110	40	100	40
14	130	160	120	140	110	120	100	80
15	130	270	110	180	100	150	100	100
16	130	320	120	180	110	100	100	140
17	200	100	100	120	130	60	120	50
18								
19	160	200	140	200	120	150	80	150
20	170	50	140	50	160	50	20	
21	130	50	120	30	110	30	100	40
22	120	200	120	120	100	130	100	150
23	120	150	140	80	100	80	100	130
24	120		110		100		90	
25								
26	150	210	120	160	100	130	70	100
27	160	160	130	100	100	60	70	50
28	130	150	130	60	100	90	100	70
29	150	120	100	180	110	120	90	90
30	130	150	120	100	100	70	100	70
31	130	210	130	140	100	80	100	160

**11.5.2 VOLÚMENES DE SUSTRATO APLICADOS PARA LA ADECUACIÓN DEL REACTOR  
(ALIMENTACIÓN EN CONTINUO)**

Día	Vol. leche (ml/d)	Vol. lixPRA (ml/d)	Vol. agua	Carga a Aplicar (g DQO/d)	Rata leche	Rata lixPRA
35	591,2	193,2	9.215,6	60,86	97,14%	2,86%
36	581,9	391,9	9.026,2	61,72	94,29%	5,71%
37	572,1	595,9	8.831,9	62,57	91,43%	8,57%
38	561,8	805,5	8.632,7	63,43	88,57%	11,43%
39	551,0	1.020,5	8.428,5	64,29	85,71%	14,29%
40	539,8	1.240,9	8.219,4	65,15	82,86%	17,14%
42	515,8	1.698,0	7.786,2	66,86	77,14%	22,86%
43	503,0	1.934,8	7.562,2	67,72	74,29%	25,71%
44	489,8	2.177,0	7.333,2	68,57	71,43%	28,57%
45	476,1	2.424,6	7.099,3	69,43	68,57%	31,43%
46	461,9	2.677,7	6.860,4	70,29	65,71%	34,29%
47	447,2	2.936,2	6.616,6	71,15	62,86%	37,14%
49	416,3	3.469,5	6.114,1	72,86	57,14%	42,86%
50	400,2	3.744,4	5.855,5	73,72	54,29%	45,71%
51	383,5	4.024,6	5.591,8	74,57	51,43%	48,57%
52	366,4	4.310,4	5.323,3	75,43	48,57%	51,43%
53	348,7	4.601,5	5.049,7	76,29	45,71%	54,29%
54	330,6	4.898,1	4.771,2	77,15	42,86%	57,14%
56	292,9	5.507,7	4.199,4	78,86	37,14%	62,86%
57	273,3	5.820,6	3.906,1	79,72	34,29%	65,71%
58	253,2	6.139,0	3.607,8	80,57	31,43%	68,57%
59	232,7	6.462,8	3.304,5	81,43	28,57%	71,43%
60	211,6	6.792,1	2.996,3	82,29	25,71%	74,29%
61	190,0	7.126,8	2.683,2	83,15	22,86%	77,14%
63	145,5	7.812,5	2.042,0	84,86	17,14%	82,86%
64	122,5	8.163,5	1.714,0	85,72	14,29%	85,71%
65	98,9	8.520,0	1.381,0	86,57	11,43%	88,57%
66	74,9	8.881,9	1.043,1	87,43	8,57%	91,43%
67	50,5	9.249,3	700,3	88,29	5,71%	94,29%
68	25,5	9.622,1	352,5	89,15	2,86%	97,14%
69	0	10.000	0,0	90,00	0,00%	100,00%

11.5.3 OXÍGENO DISUELTO

Día	OD por Etapa (mg/L)			
	1	2	3	4
ADECUACIÓN - Alimentación en Batch				
1	1,35	2,87	1,77	3,14
3	4,12	3,34	3,25	5,6
5	4,14	3,82	4,48	6,21
6	3,41	2,75	3,88	5,57
7	3	2,57	3,91	4,61
12	4,9	5,08	5,4	5,81
13	4,38	2,07	4,54	5,03
14	4,29	3,25	4,18	4,64
15	4,23	3,22	3,75	4,15
16	4,37	3,59	3,82	4,19
17	4,72	2,76	3,15	3,38
21	3,13	4,78	3,57	4,03
23	1,82	3,63	3,46	3,82
24	0,99	2,74	1	2,23
25	0,88	2,34	1,79	1,56
26	0,9	0,94	0,86	2,33
28	4,49	4,39	4,35	3,85
29	3,77	4,05	4,09	4
ADECUACIÓN - Alimentación en Continuo				
35	2,7	3,64	2,63	2,31
36	1,13	3,9	3,54	3,37
37	0,74	4,48	4,4	4,2
38	1,26	5,34	5,46	5,08
43	3,64	5,25	5,85	5,97
45	0,06	3,07	5,16	5,85
46	1,75	2	4,4	5,37
47	2,84	2,52	2,11	4,84
49	4,83	2,49	5,29	5,31
50	3,34	2,63	4,94	5,3
50	0,06	4,76	5,35	5,36
51	0,07	0,04	3,68	4,99
52	0,21	1,6	3,4	4,91
53	0,05	0,48	3,43	4,95
55	3,08	1,69	5,17	5,4
56	0,04	1,61	4,34	5,16

Día	OD por Etapa (mg/L)			
	1	2	3	4
57	1,33	1,8	5,03	5,53
58	2,67	1,71	5,1	5,39
59	0,66	0,77	2,4	4,69
62	4,95	4,5	5,73	6,1
63	2,3	3,55	4,95	6,11
64	0,05	1,56	1,46	3,86
65	1,68	1,64	3,47	5,05
66	2,62	1,4	3,51	4,3
67	1,41	1,03	1,34	3,95
OPERACIÓN				
69	0,08	4,4	5,49	6,29
70	0,21	2,04	1,9	4,8
71	0,09	3,44	2,65	3,23
72	0,03	0,04	1,84	2,93
73	0,08	2,72	3,79	5,42
74	1,58	3,6	3,3	5,45
76		6,08	6,7	6,76
77	1,56	3,6	5,1	5,14
83	4,33	5,18	5,01	6,31
84	3,49	4,52	4,89	5,36
85	1,54	4,55	5	3,55
86	0,05	4	4,95	5,47
87	2,87	5,4	5,68	6,3
88	0,07	3,89	4,01	4,89
90	0,06	3,42	3,54	4,96
91	0,06	2,77	2,85	4,91
92	2,39	3,97	4,35	5,22
93	0,13	1,8	4,8	5,9
94	4	3,6	5,08	4,9
97	0,21	5,76	5,59	6,73
98	1,08	5,81	5,54	5,85
99	0,11	0,63	5,58	6,74
100	0,19	1,22	3,54	4,1
101	0,11	3,24	2,5	3,99
102	0,11	0,13	1,2	3,01
105	0,11	4,21	3,99	5,18
106	0,1	2,58	3,52	4,96
107	0,1	0,14	4,15	4,76

Día	OD por Etapa (mg/L)			
	1	2	3	4
110	0,08	0,18	0,33	2,3
111	1,62	2,14	0,44	3,15
112	1,53	4,4	1,07	2,47
113	3,05	1,84	3,32	4,73
114	1,40	4,51	5,40	4,18
115	2,54	2,01	3,99	5,16
116	0,90	1,83	4,17	5,09
117	1,21	4,38	5,21	5,31
118	0,25	4,32	4,21	5,33
119	2,30	1,40	3,10	4,00
120	0,21	4,23	2,12	4,17
121	0,50	1,20	4,17	5,14
122	0,30	2,91	4,70	5,12
123	2,04	4,75	3,36	4,21
124	1,24	1,59	2,33	4,64
125	0,21	2,91	3,12	4,23

#### 11.5.4 TEMPERATURA

Día	Temperatura en cada etapa (°C)			
	1	2	3	4
ADECUACIÓN - Alimentación en Batch				
1	19,2	18,8	18,6	18,6
3	19	18,7	18,4	18,5
5	19,6	19	18,2	18,3
6	20,6	18,5	18,3	18,3
7	21,1	18,7	19,2	19,3
12	20,3	20	20,3	19,5
13	19,8	18,4	18,2	18,3
14	20,6	19,1	19	19,1
15	20,2	19,7	19,2	19
16	20,2	19,1	18,9	19,1
17	19,6	18,9	18,5	18,5
21	18,7	18,3	18,3	18,4
23	17,6	17	16,8	16,7
24	20,2	18,9	18,7	18,8
25	19,7	19,7	19,1	19,2
26	18,3	17,8	17,4	17,5

Día	Temperatura en cada etapa (°C)			
	1	2	3	4
28	20,2	19,5	19,4	19,3
29	19,2	18,6	18,3	18,2
ADECUACIÓN - Alimentación en Continuo				
35	22,1	20,4	20,2	20,2
36	19,6	19	18,9	18,9
37	19,6	18,7	18,7	18,6
38	19,5	18,3	18	17,9
43	21,5	21,2	21	21,2
45	20,9	20,4	20,2	20,3
46	21,2	20,7	20,4	20,4
47	20,4	20	19,8	19,9
49	20	19,8	19,6	19,7
50	21,6	21,3	21	21
50	21	20,4	20,1	20
51	21,5	21	20,7	20,7
52	21,4	21	20,6	20,5
53	20,5	20,1	19,7	19,8
55	21,6	21,2	20,9	20,9
56	22,2	21,6	21,3	21,3
57	20,9	20,2	19,8	19,8
58	21,3	20,8	20,5	20,6
59	21,6	21	20,5	20,5
62	21,1	20,7	20,5	20,6
63	21,5	21,2	20,8	21
64	20,9	20,6	20,4	20,5
65	21,8	21,5	21,2	21,4
66	22,6	22,3	22	22
67	22,1	21,7	21,5	21,5
OPERACIÓN				
69	21,5	21,2	21	21,1
70	21,4	21,4	21,1	21,1
71	21,6	20,9	20,4	20,5
72	22,9	22,4	21,8	21,8
73	21	20,5	20,2	20,5
74	21,3	20,8	20,6	20,7
76		21	20,8	21
77	21,5	21,1	20,9	21,1

Día	Temperatura en cada etapa (°C)			
	1	2	3	4
83	20,4	20	19,9	20,1
84	20,3	20,5	20,3	20,3
85	21	20,6	20,4	20,4
86	21,2	20,8	20,6	20,9
87	20,7	20	19,8	19,7
88	21,3	21,1	20,8	21,1
90	21,4	20,8	20,5	20,6
91	21,3	20,6	20,4	20,5
92	21,1	20,7	20,4	20,5
93	22	21,5	21,3	21,3
94	20,6	20,6	20,5	20,3
95	21,1	20,5	20,4	20,4
97	21,7	21,2	21,1	21,2
98	21,7	21,4	21,2	21,3
99	22	21,3	21	21,1
100	21,8	20,9	20,6	20,9
101	21,8	21	20,7	20,7
102	21,3	20,9	20,4	20,3
105	21,7	21,2	21	21,2
106	22,1	21,4	21,1	21,3
107	22,1	21,5	21,1	21,2
109	21,7	21,1	20,5	20,5
110	21,5	21,2	21,1	21,1
111	21,6	21,1	20,8	20,9
112	21,9	21,6	21	21
113	20,9	19,7	21,0	20,5
114	19,9	19,9	19,3	19,4
115	20,9	20,0	19,6	20,6
116	20,5	19,2	19,8	21,1
117	22,0	20,3	19,8	19,7
118	21,0	19,7	18,1	20,7
119	19,2	19,9	18,8	21,2
120	20,1	20,0	21,2	20,6
121	21,0	19,1	20,8	19,4
122	20,4	19,8	21,1	18,7
123	21,1	19,6	21,3	18,7
124	21,0	19,7	18,7	19,9
125	19,7	20,1	18,0	21,0

11.5.5 *pH*

Día	pH por Etapa				
	Lixiviado	1	2	3	4
ADECUACIÓN - Alimentación en Continuo					
45		8,71	7,95	7,91	7,12
46		8,62	8,5	7,98	7,83
47		8,68	8,57	8,24	7,94
49		9,13	8,68	7,56	7,82
50	8,6	9,06	8,33	7,8	7,25
50	8,7	8,95	8,27	7,26	6,67
51	8,86	8,87	8,6	8,16	7,74
52	8,7	8,9	8,79	8,4	8,38
53	8,65	8,86	8,81	8,3	8,48
55	8,55	8,95	8,5	8,49	8,6
56	8,78	9,08	8,9	8,75	8,76
57	8,75	8,96	8,86	8,81	8,83
58	8,83	9,07	8,76	8,89	8,93
59	8,75	9	8,95	8,78	8,94
62	8,54	8,96	8,75	9,17	9,22
63	8,55	9,07	8,7	9,04	9,11
64	8,33	8,97	8,8	8,64	8,86
65	8,66	9,18	8,81	9,09	9,14
66	8,8	9,26	8,96	9,09	9,22
67	8,77	9,24	9,15	9,05	9,05
OPERACIÓN					
69	8,83	9,24	9,04	9,28	9,38
70	8,5	9,23	9,16	9,02	9,14
71	8,44	9,17	9,25	9,22	9,2
72	8,36	9,23	9,3	9,32	9,29
73	8,53	9	9,17	9,1	9,23
74	8,74	9,19	9,22	9,15	9,37
76	8,39	9,33	9,35	9,45	9,57
77	8,47	9,24	9,19	9,2	9,32
84		9,18	9,2	9,29	9,47
85	8,34		9,26	9,31	9,36
86	8,36	9,22	9,26	9,4	9,46
87		9,15	9,11	9,37	9,43
88	8,36	8,99	9,09	9,11	9,21
90	8,4	9,09	9,17	9,17	9,4

Día	pH por Etapa				
	Lixiviado	1	2	3	4
91	8,22	9	9,06	8,93	9,25
92	8,14	9,1	8,94	9	9,17
93	8,38	9,18	9,06	9,2	9,4
94	8,4	9,33	9,01	9,27	9,46
95	8,56	9,22	9,09	9,26	9,43
97	8,33	9,23	9,28	9,4	9,47
98	8,61	9,09	9,247	9,27	9,27
99	8,29	9,16	9,18	9,37	
100	8,07	8,97	9,15	9,15	9,17
101	7,42	9,09	9,2	9,19	9,16
102	7,52	9,01	9,12	9,14	9,17
105	7,89	9,06	9,15	9,32	9,38
106	8,37	8,78	9,08	9,12	9,28
107	6,42	8,87	9,03	9,28	9,38
108	7,71	8,91	8,95	9,04	9,18
109	8,33	8,84	8,82	8,95	8,93
110	8,29	8,85	9,05	8,99	9,11
111	8,31	9,22	9,17	8,89	9,16
112	8,28	9,13	9,15	8,78	9,02
113	8,2	9,14	9,11	8,87	8,86
114	8,36	9,19	9,15	8,67	9,07
115	7,7	8,87	9,18	8,74	9,17
116	8,19	9,01	8,85	9,23	9,18
117	8,63	9,13	9,17	8,91	9,03
118	8,56	8,94	8,88	8,78	9,32
119	8,71	9,1	8,76	8,8	8,89
120	8,4	9,09	8,93	9,11	8,92
121	8,65	9,16	8,93	9,13	8,73
122	8,62	9,1	8,8	8,68	8,72
123	7,97	8,95	9,02	8,85	8,91
124	7,91	8,93	8,84	9,1	8,84
125	8,7	9,15	9,06	9,09	9,3

### 11.5.6 CARACTERIZACIONES DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

Semana	AFLUENTE				
	DQO	DBO	P	NTK	SST
1	10045	3764	26,0	2007	1183
2	10913	4165	35,4	2107	1294
3	11118	5011	40,6	2136	1267
4	10660	6303	41,8	2094	1102
5	9540	8040	38,8	1981	800
6	10272	4587	28,8	1983	1415
7	10220	2583	22,4	2004	1650
8	9382	2028	19,6	2045	1506
9	7759	2923	20,5	2106	984

Semana	EFLUENTE							
	DQO	DBO	P	NTK	SST	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	N TOTAL <sup>1</sup>
1	2790	251	10,3	290	363			
2	2769	182	16,0	228	443			
3	2916	143	21,1	196	460	323	4,9	523,9
4	3230	136	25,6	193	416	348	18,2	559,2
5	3712	159	29,5	220	310	343	27,1	590,1
6	3759	215	23,1	226	474	320	31,6	577,6
7	3757	244	19,3	226	527	292	31,7	549,7
8	3706	246	18,1	221	467	271	98,8	590,8
9	3606	220	19,5	209	297	271	166	646,0

<sup>1</sup> NTOTAL es la suma de NTK, NO<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub>

### 11.5.7 IVL

Medición	IVL
1	99,2
2	88,6
3	142,5
4	93,2
5	121
6	88,7
7	133
8	90,8
9	96,2

11.5.8 ALCALINIDAD

<b>ENSAYO 1</b>	<b>TIPO DE MUESTRA</b>	<b>Alcalinidad Fenolf (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>Alcalinidad total (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>
	Afluente	0	655
	Etapa 1	50	420
	Etapa 2	40	430
	Etapa 3	30	350
	Etapa 4	40	330
	Efluente	30	300

<b>ENSAYO 2</b>	<b>TIPO DE MUESTRA</b>	<b>Alcalinidad Fenolf (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>Alcalinidad total (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>
	Afluente	0	620
	Etapa 1	50	500
	Etapa 2	50	440
	Etapa 3	50	410
	Etapa 4	30	370
	Efluente	50	340

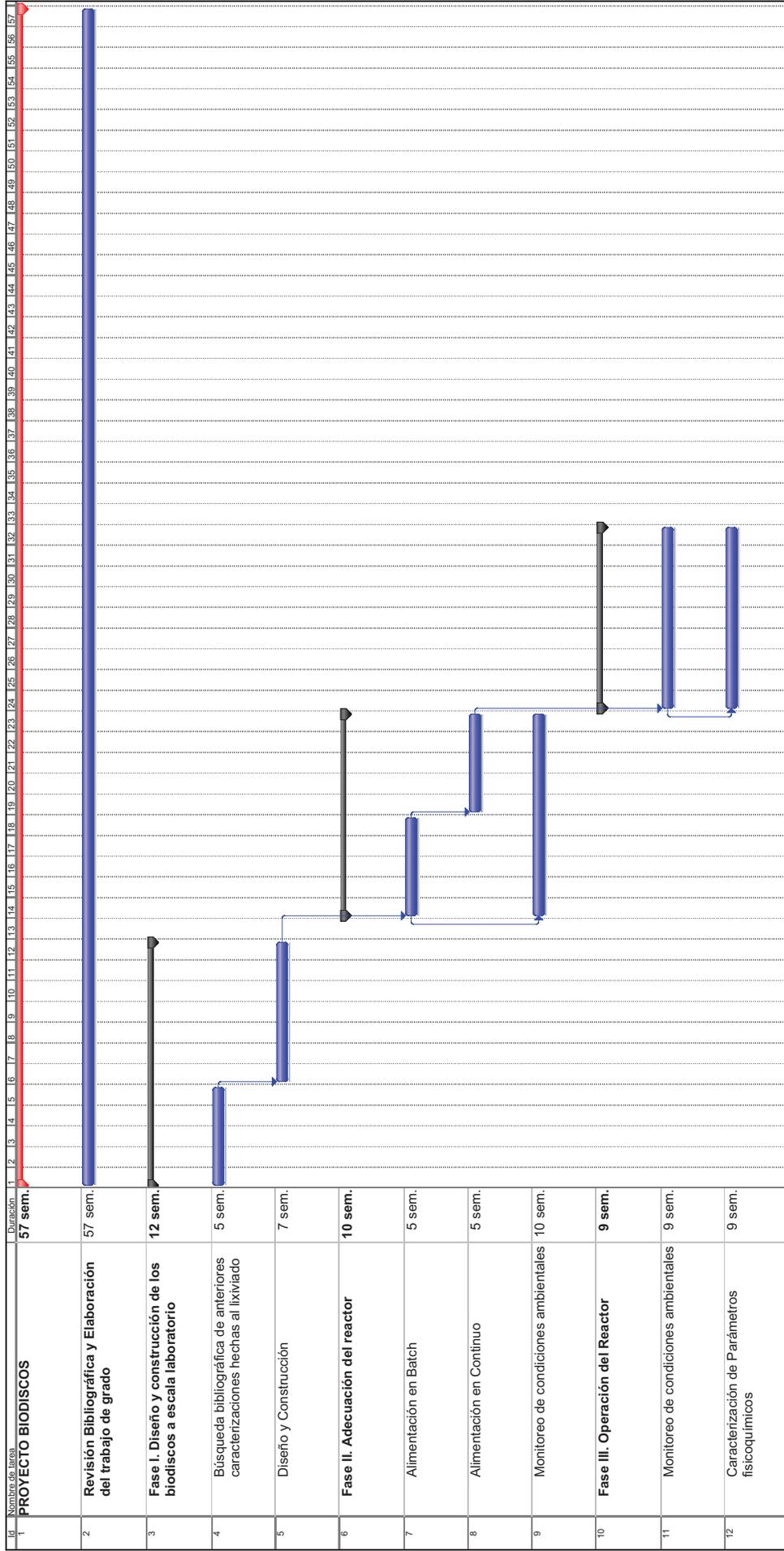
<b>ENSAYO 3</b>	<b>TIPO DE MUESTRA</b>	<b>Alcalinidad Fenolf (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>Alcalinidad total (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>
	Afluente	0	600
	Etapa 1	30	420
	Etapa 2	50	410
	Etapa 3	30	380
	Etapa 4	30	340
	Efluente	40	380

<b>ENSAYO 4</b>	<b>TIPO DE MUESTRA</b>	<b>Alcalinidad Fenolf (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>Alcalinidad total (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>
	Afluente	0	620
	Etapa 1	50	460
	Etapa 2	50	430
	Etapa 3	50	400
	Etapa 4	30	350

	Efluente	50	340
--	----------	----	-----

<b>ENSAYO 5</b>	<b>TIPO DE MUESTRA</b>	<b>Alcalinidad Fenolf (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>Alcalinidad total (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>
	Afluente	0	630
	Etapa 1	30	430
	Etapa 2	50	420
	Etapa 3	30	360
	Etapa 4	30	340
	Efluente	40	340

## **11.6 CRONOGRAMA DE ACTIVIDADES DE TODO EL PROYECTO**



Proyecto: Cronograma trabajo de grad  
 Fecha: Lun 26/04/10

Tarea División

Progreso Hito

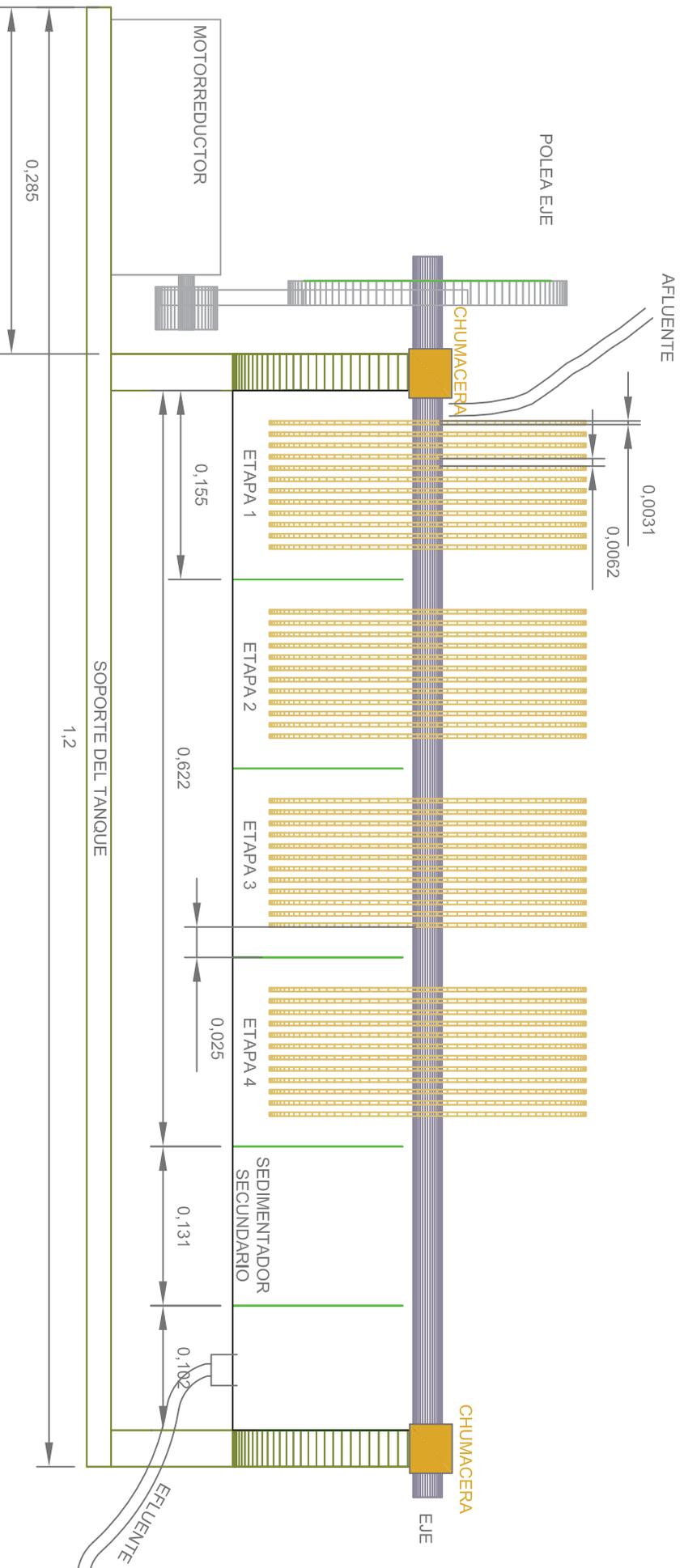
Resumen Resumen del proyecto

Tareas externas Hito externo

Fecha límite

Página 1

## **11.7 PLANOS DEL DISEÑO DEL REACTOR DE BIODISCOS**



CONTIENE  
**REACTOR DE BIODISCO (VISTA LATERAL)**

ESCALA  
**1:5**

FECHA  
**Septiembre 14 de 2009**

DIBUJÓ

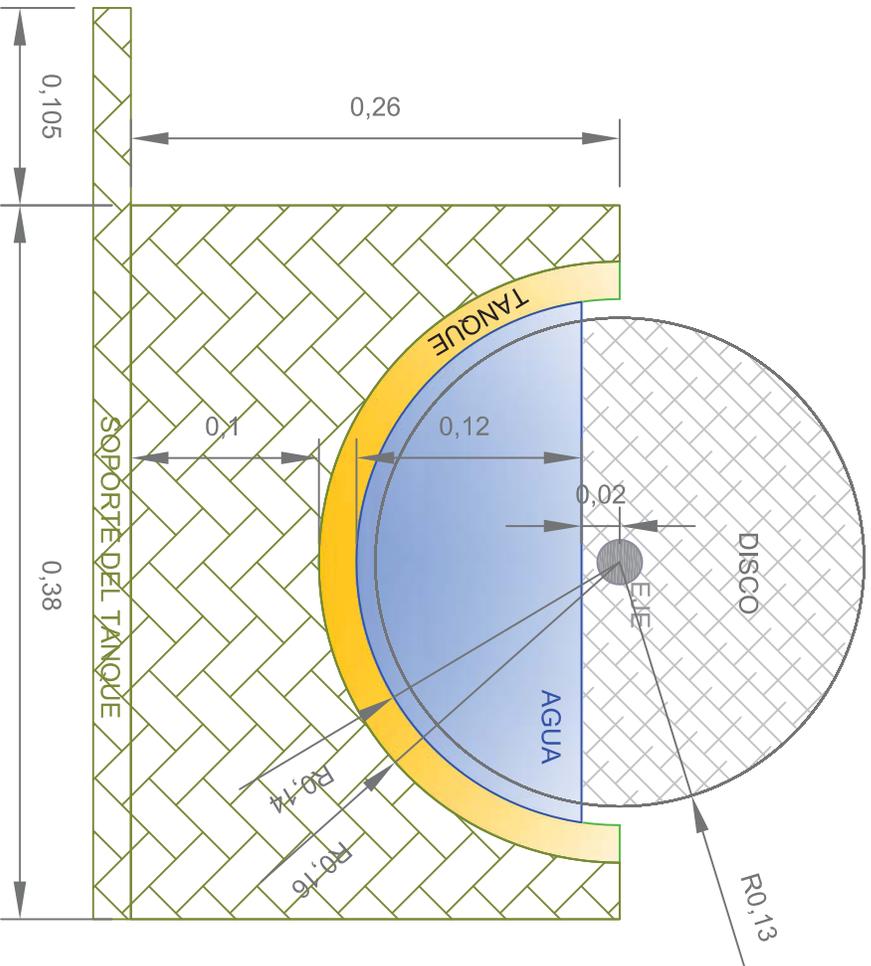
**JUAN DAVID PÉREZ ARISTIZÁBAL**

REVISÓ

**JUAN GUILLERMO URIBE ZAPATA**

PLANO No.

**1**



CONTIENE

REACTOR DE BIODISCO (VISTA FRONTAL SIN SISTEMA DE TRANSMISIÓN)

ESCALA

1:4

DIBUJÓ

JUAN DAVID PÉREZ ARISTIZÁBAL

FECHA

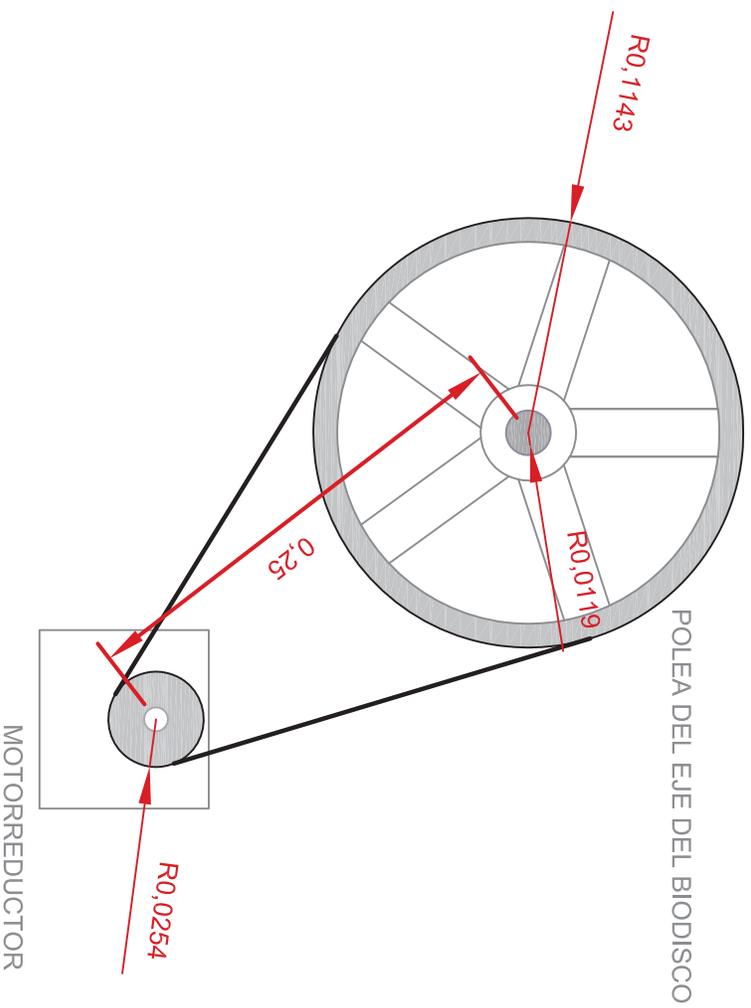
Septiembre 14 de 2009

REVISÓ

JUAN GUILLERMO URIBE ZAPATA

PLANO No.

2



CONTIENE

SISTEMA DE TRANSMISIÓN (MOTORREDUCTOR - POLEAS - CORREA - EJE)

ESCALA

1:4

DIBUJÓ

JUAN DAVID PÉREZ ARISTIZÁBAL

FECHA

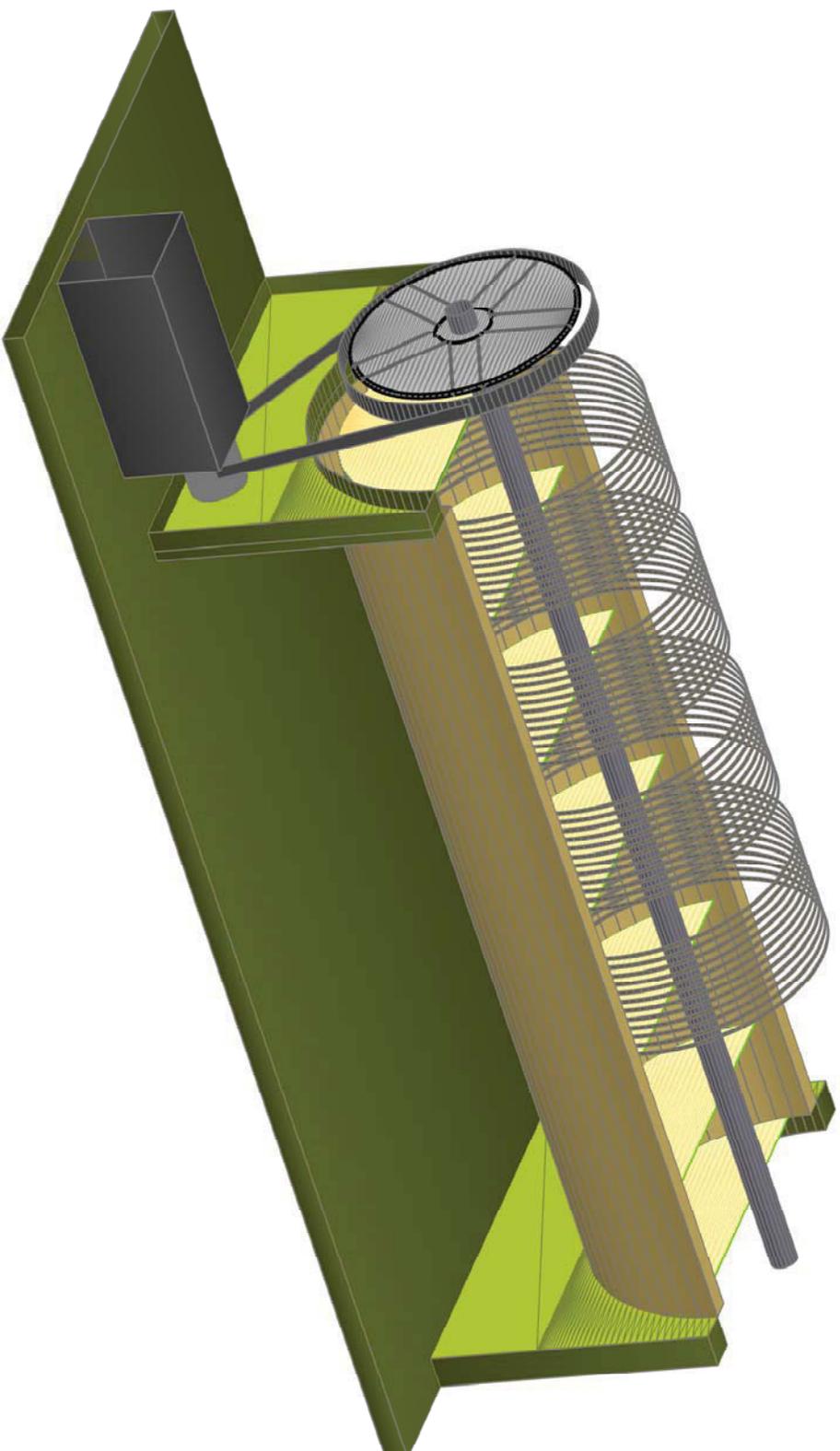
Septiembre 14 de 2009

REVISÓ

JUAN GUILLERMO URIBE ZAPATA

PLANO No.

3



CONTIENE  
**REACTOR DE BIODISCO (VISTA TRIDIMENSIONAL)**

ESCALA  
**1:6**

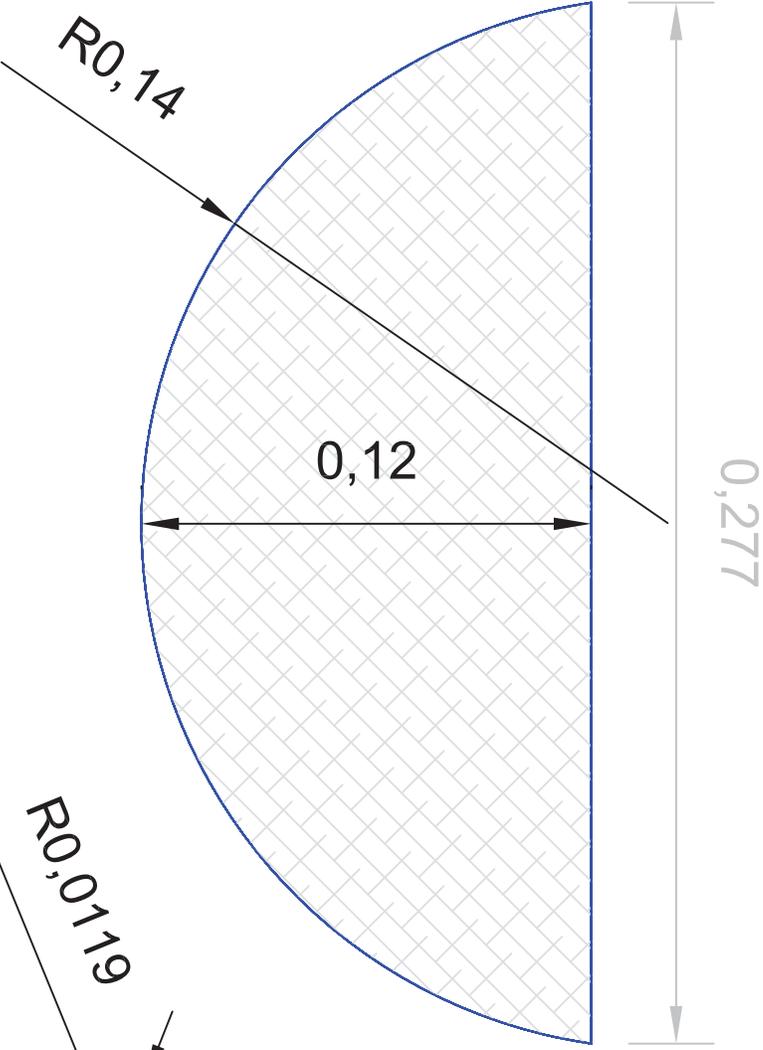
FECHA  
**Septiembre 14 de 2009**

DIBUJO  
**JUAN DAVID PÉREZ ARISTIZÁBAL**

REVISÓ  
**JUAN GUILLERMO URIBE ZAPATA**

PLANO No.

**4**



CONTIENE  
SEPARADORES DE ETAPAS, SEPARADORES DE DISCOS.

ESCALA 1:2	DIBUJÓ JUAN DAVID PÉREZ ARISTIZÁBAL	PLANO No. <b>5</b>
FECHA Septiembre 14 de 2009	REVISÓ JUAN GUILLERMO URIBE ZAPATA	