



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Evaluación del tratamiento biológico para la remoción del color índigo del agua residual industrial textil, por un consorcio microbiano, en lecho fluidizado

Luz Adriana Quintero Rendón

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD NACIONAL DE MINAS
MEDELLÍN, COLOMBIA**

2011

Evaluación del tratamiento biológico para la remoción del color índigo del agua residual industrial textil, por un consorcio microbiano, en lecho fluidizado

Luz Adriana Quintero Rendón

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Ingeniería Química

Director:
Ph.D., Magister, Ingeniero Santiago Alonso Cardona Gallo

Línea de Investigación:
Tratamiento de aguas
Grupo de Investigación:
Biorremediación

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD NACIONAL DE MINAS
MEDELLÍN, COLOMBIA
2011**

A la luz que alumbró mi camino,

A mi Padre y a mi madre interna,

A mis maestros internos,

A mis Padres y hermana en ésta reencarnación,

Con mucho amor.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la conciencia universal por permitirme descubrirla en el camino y por las situaciones de crecimiento generadas durante el desarrollo de este proyecto.

Agradezco inmensamente a mi familia, mi madre el ser más evolucionado que conozco, mi padre, por su ejemplo de nobleza, y a mi hermana, por su amistad.

A Rogger Escobar, por su apoyo, por recordarme la fuerza de voluntad y reafirmarme el camino.

A todas las personas y amigos que de alguna forma estuvieron atentos al desarrollo de mi tesis, y me motivaron para terminarla de la mejor manera.

Al profesor Santiago Cardona, por su asesoría, gestión, colaboración, paciencia y por ser el canal para el desarrollo de este proyecto concebido con la idea de contribuir a la prevención del deterioro ambiental.

A Liliana Guerrero y Elizabeth Serna, por la participación en este proyecto.

A los profesores Gloria Cadavid y Camilo Suárez, por su asesoría y tiempo.

A Luis Fernando Ospina, por su ayuda técnica.

A Colorquímica, Fabricato y a la planta de tratamiento de agua residual textil: La Cimarrona, por la información y reactivos suministrados.

A Carlos Andrés, laboratorista de la Planta de tratamiento San Fernando, por su asesoría técnica.

Al profesor Andrés Gómez por facilitar el laboratorio de hidráulica para el montaje de la planta y al Director de la Escuela de Geociencias y Medio Ambiente, Jaime Ignacio Vélez, por la colaboración en este proyecto.

A la Universidad Nacional por financiar la presente tesis a través de los proyectos: Identificación y preparación de consorcio microbiano nativo con actividad catalítica para decoloración de índigo en agua residual industrial textil a través de una matriz de inmovilización, Determinación de parámetros para la decoloración de índigo por un consorcio bacteriano a escala de laboratorio. Evaluación del tratamiento biológico para remoción de color índigo de agua residual industrial textil por un consorcio microbiano en lecho fluidizado. A Colciencias, por financiar la presente tesis a través del proyecto: Modelación y simulación de un reactor de lecho fluidizado trifásico con consorcio microbiano nativo para el tratamiento de agua residual textil con color índigo.

TABLA DE CONTENIDO

NOMENCLATURA.....	15
INTRODUCCIÓN.....	23
CAPÍTULO 1: OBJETIVOS E HIPÓTESIS	28
1.1. GENERAL	28
1.2. ESPECÍFICOS	28
1.3. HIPÓTESIS.....	28
CAPÍTULO 2: ESTADO DEL ARTE	29
2.1. Clasificación del color	29
2.2. Características del color índigo	31
2.3. Mecanismos de fijación del color índigo	32
2.4. Surfactantes	33
2.4.1. Adsorción.....	34
2.4.2. Asociación.....	35
2.4.3. Potencial zeta	36
2.4.4. Tensoactivos no iónicos.....	37
A. Principales tipos y cadena Poli-Eo.....	37
B. Alcoholes y fenoles etoxilados.....	39
2.5. El proceso textil	39
2.5.1. Cardado	39
2.5.2. Peinado.....	39
2.5.3. Calandrado.....	40
2.5.4. Empabilado	40
2.5.5. Hilado	41
2.5.6. Tejido.....	41
2.5.7. Limpieza o preparación de las telas	41
2.5.8. Blanqueo.....	41
2.5.9. Teñido.....	42
A. Métodos de aplicación del índigo	43
2.5.10. Terminación	43
2.5.11. Acabado.....	44

CAPÍTULO 3: ANTECEDENTES	45
3.1. Métodos de tratamiento generales para remoción de color índigo.	45
3.2. Tratamientos biológicos aerobios para remoción de color índigo e índigo carmín	48
3.2.1. Bacterias	49
3.2.2. Hongos.....	50
3.3. Tratamientos biológicos anaerobios para remoción de color índigo e índigo carmín	51
3.3.1. Bacterias	51
CAPÍTULO 4: BIOFLUIDIZACIÓN TRIFÁSICA	55
4.1. GENERALIDADES.....	55
4.2. Dinámica de la formación de la biopelícula.....	58
4.2.1. Formación de la biopelícula.....	58
4.2.2. Actividad biológica	59
4.2.3. Desprendimiento de biopelícula	60
4.2.4. Biopelícula vs. Biomasa suspendida	62
4.3. PROCEDIMIENTO GENERAL PARA EL desarrollo DE REACTORES DE LECHO FLUIDIZADO	62
CAPÍTULO 5: MATERIALES Y MÉTODOS	64
5.1. Escala de laboratorio	64
5.1.1. Muestreos y aforo de aguas residuales.....	64
5.1.2. Aislamiento de cepas.....	64
A. Colorantes y químicos.....	64
B. Medio de cultivo.....	66
C. Bacterias para decoloración de efluente textil	66
D. Aislamiento y caracterización	67
E. Ensayos de decoloración	67
5.1.3. Evaluación de consorcio	67
A. Medio de cultivo.....	67
B. Selección de cepas con mejor actividad de decoloración	68
C. Desarrollo del consorcio.....	68
D. Ensayo de biodegradabilidad de los surfactantes en el efluente sintético	69
5.1.4. Evaluación del medio de soporte	69
5.2. Escala Piloto	71
5.2.1. Colorantes y químicos	71
5.2.3. Descripción de la planta piloto	71
5.2.4. Reactor trifásico de lecho fluidizado	72
5.2.5. Preparación del efluente del teñido de índigo sintético	75
5.2.6. Métodos analíticos.....	75

5.3. Modo discontinuo	77
5.3.1. Microorganismos	77
5.3.2. Bioaumentación y bioadaptación	78
5.3.3. Modo <i>batch</i>	78
5.4. Período de puesta en marcha y operación.....	79
5.4.1. Inmovilización de microorganismos en medio de soporte sólido.....	79
5.4.2. Efecto de carga en la remoción de color soluble	80
5.5. Cálculos	81
5.5.1. Porcentaje de remoción de color.....	81
5.5.2. Porcentaje de remoción de DQO total	81
5.5.3. Porcentaje de remoción de DQO soluble	81

CAPÍTULO 6: RESULTADOS Y DISCUSIÓN **82**

6.1. Escala DE Laboratorio	82
6.1.1. Plan de muestreo y aforo	82
6.1.2. Caracterización del efluente real textil.....	84
A. Temperatura (°C).....	85
B. pH.....	85
C. Alcalinidad total como CaCO ₃	86
D. Dureza total como CaCO ₃	86
E. Conductividad	86
F. Oxígeno disuelto	86
G. Potencial de óxido reducción.....	87
H. Presencia o ausencia de espuma	87
I. Potencial zeta (mV)	87
J. Absorbancia a (670 nm) y concentración de color índigo.....	88
K. DBO ₅ soluble	88
L. DQO soluble.....	90
M. Sólidos.....	90
N. Nutrientes.....	90
Ñ. Sales y cloruros	91
O. Otros compuestos no evaluados.....	91
6.1.3. Formulación de agua residual sintética	92
A. Etapa: reducción de índigo con hidrosulfito de sodio	94
B. Etapa: oxidación de índigo.....	95
6.1.4. Aislamiento de cepas	97
A. Aislamiento y caracterización	98
6.1.5. Evaluación de consorcio	99
A. Selección de cepas con mejor actividad de decoloración.....	99

B.	Remoción de color por los consorcios.....	100
C.	Selección del consorcio con mejor actividad de remoción de color	101
D.	Ensayo de biodegradación de los surfactantes presentes en el efluente simulado.....	101
E.	Registros de las cepas aisladas.....	103
6.1.6.	Evaluación de material de soporte.....	104
6.2.	Escala piloto	107
6.2.1.	Diseño del reactor trifásico de lecho fluidizado.....	107
A.	Configuración inicial del RTLF	108
B.	Selección del material de soporte.....	109
C.	Distribuidor de gas	111
D.	Configuración final del reactor	114
E.	Concentración de partículas de material de soporte	114
F.	Flujo gaseoso	114
G.	Velocidad mínima de fluidización	116
H.	Régimen de flujo	117
I.	Fase líquida.....	118
J.	Carga orgánica	118
K.	TRH.....	118
6.2.2.	Operación reactor discontinuo.....	119
A.	Bioaumentación y bioadaptación	119
B.	Reactor batch.....	122
6.2.3.	Período de puesta en marcha y operación.....	128
A.	Inmovilización de microorganismos en medio de soporte sólido	128
B.	Efecto de carga en la remoción de color soluble	135

CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS 149

7.1.	CONCLUSIONES.....	149
7.1.1.	Escala de laboratorio.....	149
7.1.2.	Escala piloto.....	149
7.2.	PERSPECTIVAS	152
7.2.1.	Escala de laboratorio.....	152
7.2.2.	Escala piloto.....	152

CAPÍTULO 8: ANEXOS 154

8.1.	Espectro de absorbancia del efluente real.....	154
8.2.	Calibraciones.....	154
8.2.1.	Curva de calibración para color índigo.....	154

8.2.2. Calibración de protocolo de DBO	156
C. Principio del método	156
D. Reactivos	157
E. Validación y preparación del estándar	157
F. Validación de volumen del líquido en el blanco.....	160
G. Validación del volumen de inóculo	163
8.2.3. Calibración de protocolo de DQO	164
H. Principio del método	165
I. Reactivos	165
J. Curva de calibración.....	165
K. Validación	167
8.2.4. Calibración de protocolo de PO_4^{3-}	168
A. Reactivos	168
B. Curva de calibración.....	168
C. Validación	169
8.3. Corrida cinética en reactor batch.....	170
8.4. Reactor trifásico de lecho fluidizado.....	171
8.5. Evaluación hidrodinámica del reactor trifásico de lecho fluidizado.....	176
8.6. Registros fotográficos durante el estudio	178
8.6.1. Agua residual industrial textil con colorante índigo	178
8.6.2. Test de jarras	178
8.6.3. Montaje de la planta piloto	179
8.6.4. Modo batch	179
REFERENCIA	180

INDICE DE FIGURAS

Figura 2. 1. Ruta de índigo sintético.....	31
Figura 2. 2. Molécula de a) índigo y de b) índigo carmín.....	32
Figura 2. 3. Mecanismo de reducción-oxidación del teñido de índigo.....	33
Figura 2. 4 Fenómenos relacionados a la adsorción	35
Figura 2. 5. Micela.....	36
Figura 2. 6. Etapas del proceso textil	40
Figura 2. 7. Corte transversal del hilo.....	42
Figura 2. 8. Izquierda. Proceso en planta del teñido de índigo. Derecha. Planta real	43
Figura 2. 9. Bateas para la impregnación de color índigo.....	44
Figura 3. 1. Ruta de degradación oxidativa para el tinte índigo.....	50
Figura 3. 2. Mecanismo propuesto de la ruta de degradación de índigo carmín.....	52
Figura 3. 3. Diagrama explicativo de factores que intervienen en la biodegradación de colorante índigo.	53
Figura 4. 1. Las relaciones entre fenómenos biológico, hidrodinámico, mezclado y transporte en bioreactores de lecho fluidizado trifásico.	57
Figura 4. 2. Representación esquemática de los pasos cíclicos que participan en la formación de una biopelícula activa.....	61
Figura 4. 3. Diagrama esquemático del desarrollo de reactores de lecho fluidizado	63
Figura 5. 1. Estructura molecular del color índigo	65
Figura 5. 2. Fórmula del poliestireno (vidrio residual)	70
Figura 5. 3. Diagrama de proceso de planta piloto.	74
Figura 6. 1. Curva de temperatura para teñido de color índigo, tipo tina.	94
Figura 6. 2. Mecanismo de reducción del color índigo.....	94
Figura 6. 3. Mecanismo de oxidación del color índigo	95
Figura 6. 4. Caída de presión en el lecho frente a la velocidad superficial.	116
Figura 6. 5. Pasos de la formación de biopelícula.	129
Figura 6. 6. Modelos de biomasa.	133

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Distribución geográfica del sector textil.....	23
Tabla 2. Caracterización de agua residual textil.....	25
Tabla 2. 1. Clases de tintes sintéticos, en función del índice de color (I.C.).....	29
Tabla 2. 2. Clasificación de los tintes de acuerdo al tipo de ionización.....	30
Tabla 2. 3. Clasificación de los tintes de acuerdo al cromóforo.....	30
Tabla 2. 4. Principales surfactantes no-iónicos.....	38
Tabla 3. 1. Resumen de los tratamientos más eficientes para varios tintes.....	45
Tabla 3. 2. Ventajas y desventajas de algunos procesos de decoloración aplicados a agua residual textil.....	45
Tabla 3. 3. Tecnologías para decoloración de agua residual textil con color índigo.....	46
Tabla 3. 4. Enzimas oxidativas usadas para la decoloración de tinte.....	49
Tabla 3. 5. Hongos para remoción de color índigo e índigo carmín.....	50
Tabla 3. 6. Tratamientos biológicos de efluentes textiles para remoción de color índigo.....	54
Tabla 4. 1. Ventajas de los bioreactores de tres fases.....	56
Tabla 4. 2. Limitaciones de los bioreactores de lecho fluidizado trifásico.....	57
Tabla 5. 1. Características de los tensoactivos.....	65
Tabla 5. 2. Combinación de cepas para el desarrollo del consorcio.....	69
Tabla 5. 3. Información de los parámetros.....	76
Tabla 5. 4. Información de los parámetros.....	77
Tabla 5. 5. Validación de los parámetros.....	77
Tabla 5. 6. Variables en la prueba de bioadaptación.....	78
Tabla 5. 7. Característica de las pruebas tipo <i>batch</i> iniciales.....	79
Tabla 5. 8. Condiciones de operación del reactor de lecho fluidizado.....	80
Tabla 6. 1. Datos y condiciones de producción del proceso de teñido de índigo a gran escala.....	83
Tabla 6. 2. Caracterización del agua residual textil con color índigo.....	84
Tabla 6. 3. Características de la reacción de reducción.....	95
Tabla 6. 4. Características de la reacción de oxidación.....	95
Tabla 6. 5. Caracterización del efluente sintético formulado.....	96
Tabla 6. 6. Cepas caracterizadas a través de la tinción Gram.....	98
Tabla 6. 7. Porcentajes de remoción de color por cada una de las cepas después de 21 días de tratamiento.....	100
Tabla 6. 8. Eficiencia de los consorcios.....	100
Tabla 6. 9. Consorcio con mejor porcentaje de remoción de color.....	101
Tabla 6. 10. Crecimiento sobre los surfactantes.....	102
Tabla 6. 11. Parámetros de sistema y biológicos que afectan la operación de los bioreactores trifásicos de lecho fluidizado.....	108
Tabla 6. 12. Caracterización de inóculo.....	119
Tabla 6. 13. Resultados ensayos reactor discontinuo.....	124
Tabla A.1. Concentración de color y absorbancia a 670 nm.....	154
Tabla A.2. Concentración de DQO y nueva absorbancia a 600 nm.....	155
Tabla A.3. Volúmenes recomendados para valores de DBO.....	157
Tabla A.4. Validación volumen de estándar.....	158
Tabla A.5. Validación de la preparación estándar.....	159

Tabla A.6. Resultados estadísticos de la preparación estándar.....	160
Tabla A.7. Validación volumen de solución blanco.....	161
Tabla A.8. Validación de la preparación blanco.....	162
Tabla A.9. Resultados estadísticos de la preparación blanco.....	163
Tabla A.10. Validación volumen de inóculo en el estándar validado.....	164
Tabla A.11. Concentración de DQO y absorbancia a 600 nm.....	165
Tabla A.12. Concentración de DQO y nueva absorbancia a 600 nm.....	166
Tabla A.13. Validación prueba de DQO.....	167
Tabla A.14. Resultados estadísticos de la prueba de DQO.....	167
Tabla A.15. Concentración de PO_4^{3-} y absorbancia a 540 nm.....	168
Tabla A.16. Validación prueba de ortofosfatos.....	169
Tabla A.17. Resultados estadísticos de la prueba de ortofosfatos.....	170
Tabla A.18. Características de la solución en discontinuo en diferentes tiempos.....	170
Tabla A.19. Características de la solución en discontinuo en diferentes tiempos.....	171
Tabla A.20. Preparaciones para el modo continuo en el reactor de lecho fluidizado.....	171
Tabla A.21. Variables de operación durante la evaluación del RTLF, I.....	172
Tabla A.22. Variables de operación durante la evaluación del RTLF, II.....	173
Tabla A.23. Variables de operación durante la evaluación del RTLF, III.....	173
Tabla A.24. Variables de operación durante la evaluación del RTLF, IV.....	174
Tabla A.25. Variables de operación durante la evaluación del RTLF, V.....	174
Tabla A.26. Resultados de la DBO realizados para la fase I y fase II.....	175

INDICE DE GRAFICOS

Gráfico 6. 1. Adaptación de inóculo.....	121
Gráfico 6. 2. Ensayo discontinuo <i>batch</i> No.3.....	126
Gráfico 6. 3. Ensayo discontinuo <i>batch</i> No.3.....	127
Gráfico 6. 4. Cambios durante la operación del RTLF (1).....	141
Gráfico 6. 5. Cambios durante la operación del RTLF (2).....	142
Gráfico 6. 6. Cambios durante la operación del RTLF (3).....	145
Gráfico 6. 7. Cambios durante la operación del RTLF (4).....	146
Gráfico 6. 8. Cambios durante la operación del RTLF (5).....	147
Gráfico 6. 9. Log UFC (Unidades Formadoras de Colonia). A. Efluente de la planta piloto.....	148
Gráfico A.1. Espectro de absorbancia de efluente real.....	154
Gráfico A.2. Curva de calibración de color índigo a partir de efluente sintético.....	155
Gráfico A.3. Curva de calibración corregida de color índigo a partir de efluente sintético.....	156
Gráfico A.4. Validación de volumen del líquido en el estándar.....	159
Gráfico A.5. Validación de la preparación estándar.....	160
Gráfico A.6. Validación de volumen de solución blanco.....	162
Gráfico A.7. Validación de la preparación blanco.....	163
Gráfico A.8. Validación volumen de inóculo necesario para el agua residual sintética.....	164
Gráfico A.9. Curva de calibración de DQO.....	166
Gráfico A.10. Curva de calibración de DQO.....	167
Gráfico A.11. Curva de calibración de ortofosfatos.....	169
Gráfico A.12. Resultados de la DBO realizados para la evaluación del efecto de la carga en la remoción de color.....	175
Gráfico A.13. Evaluación hidrodinámica utilizando trazadores.....	177

INDICE DE FOTOS

Foto 5. 2. Vista frontal. Reactor de mezcla completa para preparación del baño tina.	72
Foto 5. 3. Vista lateral. Reactor de mezcla completa para preparación del baño tina.....	72
Foto 5. 4. Montaje piloto del reactor trifásico de lecho fluidizado.	73
Foto 5. 5. Sistema de descarga y sensores.	74
Foto 6. 1. Pruebas de laboratorio para formulación de agua residual industrial sintética.	93
Foto 6. 2. Microscopía electrónica de barrido (12000). Cepa 4.	103
Foto 6. 3. Microscopía electrónica de barrido (12000). Cepa 5.	103
Foto 6. 4. Microscopía electrónica de barrido (10000). Cepa 1.	104
Foto 6. 5. Vidrio residual, poliestireno cristal de alta densidad (transparente).	105
Foto 6. 6. Plástico reciclado (color negro, baja densidad y poroso).	106
Foto 6. 7. Plástico reciclado (de colores).	106
Foto 6. 8. Antracita.	107
Foto 6. 9. Configuración inicial del RTLF.	109
Foto 6. 10. Ensayo de fluidización con vidrio residual en polietileno cristal.	110
Foto 6. 11. Ensayo de fluidización con arena comercial.	111
Foto 6. 12. Izquierda y derecha. Ensayo de fluidización con malla de fibra de vidrio.	112
Foto 6. 13. Ensayo de fluidización con difusor cerámico.	113
Foto 6. 14. Izquierda y derecha. Alimentación lateral con difusor de caucho perforado.	114
Foto 6. 15. Configuración final del bioreactor piloto trifásico de lecho fluidizado.	115
Foto 6. 16. Muestras del inóculo bioadaptado.	122
Foto 6. 17. Decoloración en el primer ensayo.	123
Foto 6. 18. Corrida cinética.	122
Foto 6. 19. RLF en prueba en discontinuo para formación de biopelícula.	128
Foto 6. 20. Material de soporte extraído después de 1 día de operación en el RLF.	130
Foto 6. 21. <i>Flocs</i> suspendidos en el RLF.	131
Foto 6. 22. SEM (500x). Antracita al inicio de la formación de biopelícula.	132
Foto 6. 23. SEM (5000x). Antracita con formación de biopelícula.	133
Foto 6. 24. SEM (5000x). Antracita con formación de biopelícula.	134
Foto 6. 25. SEM (5000x). Antracita con formación de biopelícula.	134
Foto 6. 26. SEM (5000x). Antracita con formación de biopelícula.	135
Foto A.1. Prueba de trazadores.	176
Foto A.2. Agua residual industrial textil sintética con colorante índigo.	178
Foto A.3. Ensayo test de jarras.	178
Foto A.4. Montaje del reactor de lecho fluidizado.	179
Foto A.5. Decoloración de la prueba discontinua en el reactor tipo <i>batch</i>	179

NOMENCLATURA

RLF:	Reactor de Lecho Fluidizado
RTLF:	Reactor trifásico de Lecho Fluidizado
CSTR:	Reactor continuo de tanque agitado
FFB:	Bioreactor de película fija.
DQOt:	Demanda Química de Oxígeno Total (mg/L)
DQOs:	Demanda Química de Oxígeno Soluble (mg/L)
DBO:	Demanda bioquímica de Oxígeno (mg/L)
DBO _c :	Demanda bioquímica de Oxígeno Carbonácea (mg/L)
WLR:	Carga de agua residual
OLR:	Carga volumétrica: mg DQO /L.d
Carga color:	mg Color /L.d
TRH:	Tiempo de retención hidráulica (días)
IC:	Indigo carmín
POR:	Potencial de óxido reducción (mV)
PTAR:	Planta de tratamiento de agua residual.
EON:	Número de grupos óxido de etileno
EO:	Óxido de etileno
PPO:	Polióxido de propileno
Surfactante (A):	Alcohol ceto estearílico de 23 moles de óxido de etileno, de fórmula química $C_{34}H_{72}O_2$ (mg/L)
Surfactante (B):	Alcohol tridesílico de 6 moles de óxido de etileno (mg/L)
Surfactante (C):	NOVASINTEX DS SS (mg/L)
OD:	Oxígeno disuelto (mg/L)
SST:	Sólidos suspendidos totales (mg/L)
ST:	Sólidos totales (mg/L)
SSVLM:	Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (mg/L)
SS:	Sólidos sedimentables (mg/L)
SVT:	Sólidos volátiles totales (mg/L)
SSV:	Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)
SDT:	Sólidos disueltos totales (mg/L)
UFC:	Unidades formadoras de colonia
PO ₄ ³⁻ :	Fósforo, reactivo (mg/L)
NH ₃ -N:	Nitrógeno amoniacal (mg/L)
Cl ⁻ :	Cloruros (mg/L)

SO_3^{2-} :	Ión sulfito (mg/L)
$\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$:	Ión thiosulfato (mg/L)
SO_4^{2-} :	Sulfatos (mg/L)
Na_2SO_4 :	Sulfato de sodio (mg/L)

EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO PARA LA REMOCIÓN DEL COLOR ÍNDIGO DEL AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL TEXTIL, POR UN CONSORCIO MICROBIANO, EN LECHO FLUIDIZADO

RESUMEN

El objetivo del presente estudio fue evaluar el sistema de remoción de color índigo azul de un efluente de tintorería a través del tratamiento biológico con células inmovilizadas en un reactor piloto de lecho fluidizado. Con este estudio de carácter explorativo, de preparación de terreno para próximas investigaciones, se pretende dar un aporte a la investigación de los tratamientos de aguas textiles con colorantes complejos, estudiar las bacterias pertenecientes a los medios de crecimiento nativo y su capacidad de adaptación a efluentes textiles, evaluar materiales de soporte para la adhesión de bacterias y estudiar los RTLFL, los cuales han sido estudiados cada vez con mas frecuencia en los tratamientos de efluentes industriales complejos.

El siguiente estudio consta de dos etapas, la primera etapa fue desarrollada a escala de laboratorio, y la segunda etapa, a escala piloto. La primera etapa, inició con un muestreo en una empresa de teñido de índigo, a partir de las muestras de sedimento y líquido, tomadas de las descargas de agua utilizadas en la producción de tintura de hilo con color índigo y, a través de diferentes experimentos en medios de crecimiento, sólido y líquido, fue realizado el aislamiento de seis bacterias nativas.

De las bacterias aisladas, se conformó un consorcio bacteriano nativo, el cual incrementa la eficiencia de remoción de carga orgánica, debido a la sinergia y al complemento de actividades metabólicas de cultivos mixtos dentro de una comunidad microbiana (Serna et al., 2009). Las cepas con mejor capacidad de decoloración se combinaron para conformar cuatro consorcios I, II, III, y IV, con el fin de potenciar el proceso de decoloración. Los porcentajes de remoción que se alcanzaron fueron, 64, 73, 76 y 59 %, respectivamente. Las cepas individuales no presentaron tan buen resultado, como lo hacen los consorcios (Guerrero et al., 2010). Las cepas 1, 4, y 5 fueron registradas a través de análisis SEM.

En esta etapa también fue evaluada la toxicidad de los siguientes materiales de soporte, propuestos para ser utilizados en el RTLFL, vidrio residual, dos plásticos reciclados diferentes, y carbón de antracita, a través de medios sólidos de cultivo y visualización de crecimiento

bacteriano. El carbón antracita y el plástico reciclado No.2, fueron sugeridos a partir de ésta evaluación.

Paralelo a los anteriores estudios realizados en el laboratorio de microbiología industrial de la Universidad Nacional Sede Medellín, en el Laboratorio de Biorremediación y Desarrollo Tecnológico, de La Facultad de Minas, fueron desarrollados los siguientes estudios a escala de laboratorio y escala piloto.

Los protocolos de validación y calibración para el seguimiento de los procesos, fueron rigurosamente realizados, los cuales corresponden a los parámetros de DBO, DQO y color. El protocolo de DBO es producto de la tesis para ser utilizado en el laboratorio de Biorremediación, los demás parámetros DQO y color, fueron empleados en el presente estudio. Con la información de la caracterización físico-química y bioquímica del efluente textil, fueron analizadas las concentraciones de los diferentes parámetros y el posible origen durante el proceso textil, además, esta información presentó elementos para formular un efluente sintético textil. Este fue realizado con cuatro diferentes fuentes de carbono, índigo, y tres surfactantes de tipo no iónico (Alcohol cetostearílico de 23 moles de óxido de etileno, Alcohol tridesílico de 6 moles de óxido de etileno y NOVASINTEX DS SS). Este efluente sintético fue utilizado durante las pruebas de aislamiento, conformación de consorcio y evaluación en el RTLF.

La segunda etapa del presente estudio evaluó la adaptación de un consorcio microbiano nativo (inóculo de una planta de agua residual industrial textil), a un efluente simulado de tintorería, la viabilidad de utilizarlo en el RTLF, con material de soporte, y el efecto de la concentración de color en la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno, DQO_T y DQO_S , y el color del agua residual textil simulada. A través de consideraciones y previa información de la literatura, fue realizado el diseño, la construcción y el montaje de la planta piloto para el tratamiento de agua textil con dos reactores, CSTR (baño tina o efluente sintético) y RTLF. Posteriores evaluaciones de los materiales de soportes, las mallas y los difusores de aire, en el RTLF, determinaron la configuración final del RTLF.

En montajes especiales, fueron realizados estudios de bioaumentación y bioadaptación de un inóculo tomado del efluente textil en un reactor discontinuo, a escala de laboratorio para la preparación del consorcio. Después de determinar decoloración de índigo en la unidad de bioaumentación, a través del modo discontinuo, fue realizada la puesta en marcha del RTLF.

La operación del RTLF comenzó a través de la inmovilización y la adherencia de bacterias en la antracita, la cual fue registrada por medio de SEM. Posterior a la adherencia, fue evaluado el efecto de la carga en la eficiencia del RTLF.

El RLF fue alimentado continuamente durante tres fases, con concentraciones de índigo de 50, 70 y 100 mg/L, con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 24 h, con caudal de alimentación de 16.6 L/d, y caudal de aire de 20 l/min, durante 16 días. Los resultados a escala de laboratorio indicaron que es posible lograr el tratamiento aeróbico de agua residual textil, después de obtener un inóculo adaptado a las fuentes de carbono de tensoactivos e índigo. En el reactor trifásico, los efluentes con más alta remoción de DQO, total, soluble y color soluble fueron 93,1%, 96,4% y 88%, respectivamente. Los mejores resultados para la remoción de DQO total y color soluble fueron logrados con la carga de 50 mg Color /L.d, mientras que el mejor resultado para la remoción de DQO soluble se logró con la máxima carga de 100 mgColor L⁻¹d¹.

El RTLF presentó excelentes resultados empleando un TRH de 24 h, el cual es inferior al evaluado en estudios anteriores. Las bacterias aisladas, el consorcio microbiano, y el inóculo nativo, presentaron adaptación al efluente textil. Sin embargo, el fenómeno de decoloración, debe ser estudiado más profundamente. La calidad del efluente del tratamiento puede ser evaluado para incorporar un tratamiento terciario que disminuya las concentraciones de sólidos disueltos, para ofrecer un agua de reuso al proceso de teñido textil. Con este trabajo se justifica el empleo de reactores versátiles, como lo es el RTLF, para el tratamiento de efluentes textiles.

Palabras clave: estudio exploratorio, indigo, surfactantes no iónicos, aislamiento de cepas nativas, consorcio bacteriano nativo, células inmovilizadas, reactor piloto de lecho fluidizado, antracita, carga orgánica.

EVALUATION OF BIOLOGICAL TREATMENT ON REMOVAL OF INDIGO COLOR FROM TEXTILE RESIDUAL WATER BY A BACTERIAL CONSORTIUM ON FLUIDIZED BED

ABSTRACT

The purpose of the current research was to evaluate a system of indigo blue removal from an effluent of dry cleaning through biological treatment with immobilized cells from a pilot scale fluidized bed reactor. This study attempts to explain the preparation for following researches, aiming to support research on textile wastewater treatment with complex dyes, it also aims to study bacteria from the original culture media and their adaptation capacity to textile effluents, to evaluate materials to support bacteria adhesion and to study the RTLf, which have been frequently studied on water treatment with complex dyes.

The following study has two stages, the first one was developed on laboratory scale, and the second one was at pilot scale. The first stage began with sampling at a company of indigo dry cleaning, using samples of liquid and sediment taken from residual water used during production of indigo thread dyes. Several experiments on liquid and solid culture media led to isolation of six native bacteria.

A native bacteria consortium was formed from isolated bacteria, which increases efficiency in removal of organic matter due to the synergy and supporting features in metabolic activities of mixed cultures in the microbial community (Serna et al., 2009). Strains with more capacity to decoloration were combined in four consortiums I, II, III, y IV, in order the Removal percentages achieved were 64, 73, 76 and 59 % respectively. Individual strains didn't show as good results as those of the consortiums (Guerrero et al., 2010). Strains 1, 4, and 5 were registered through SEM analysis.

At this stage was tested the toxicity of the following support materials, proposed to be used on RTLf, residual glass, two different recycled plastics, and anthracite carbon, through solid culture media and bacterial growth monitoring. Anthracite carbon and recycled plastic number 2 were suggested from this test.

The following research on laboratory and at pilot scale was done alongside previous studies performed at the laboratory of industrial microbiology of Universidad Nacional, Sede Medellin and at the Biorremediation and Technological Development Laboratory, of Facultad de Minas.

Validation and calibration protocols, used on monitoring the processes, were carefully followed; those are the parameters DBO, DQO and color. DBO protocol is a product of a thesis to be used in the Biorremediation Laboratory, the parameters DQO and color, were used in the current research.

Concentrations of different parameters and their possible origin during textile process were analyzed with information from physical chemical and biochemical characterization of textile effluent, which allowed the formulation of a synthetic textile effluent.

It was done with four different sources of carbon, indigo and three non ionic surfactants (Ceto stearic alcohol of 23 mol of ethylene oxide, tridecylic alcohol of 6 mol of ethylene oxide and NOVASINTEX DS SS). The synthetic effluent was used during isolation tests, consortium conformation and RTLF testing.

The second stage of this research evaluated adaptation of the native bacterial consortium (inoculums from an industrial textile wastewater treatment plant) to a simulated dry cleaning effluent; it also tested the viability of using it in RTLF, with supporting materials, and the effect of color concentration on efficiency of removal of oxygen chemical demands, DQO_T and DQO_S , and removal of color from simulated textile wastewater.

Some considerations and previous references allowed us to do the design, construction and assembly of the pilot plant for textile water treatment with two reactors, CSTR (synthetic effluent) and RTLF. Following tests of support materials, netting and air diffusers in the RTLF, determined the final configuration of RTLF.

Special assemblies were used to study bio-increase and bio-adaptation of the inoculums taken from the textile effluent in a discontinuous reactor, at laboratory scale for consortium preparation. After determining indigo decoloration in the bio-increasing unit, through the discontinuous mode, RTLF was started. The operations of RTLF began through immobilization and adherence of bacteria to the anthracite, which was registered using SEM. After adherence, the effect of charge on efficiency of RTLF was tested.

The RLF was supplied continuously during three phases, with concentrations of indigo 50, 70 and 100 mg/L, with a hydraulic retention time (TRH) of 24 h, a feeding caudal of 16.6 L/d and an

air caudal of 20 l/min, for 16 days. Results at laboratory scale indicate that it is possible to do aerobic treatment of textile wastewater, after obtaining an inoculum adapted to carbon sources of surfactants and indigo. In the three phase reactor, the effluents with higher removal of total DQO, soluble DQO and soluble color were 93,1%, 96,4% y 88%, respectively. The best results for removal of total DQO and soluble color were achieved with an amount of 50 mg Color /L.d, while the best result for soluble DQO was achieved with a maximum amount of 100 mg Color L⁻¹d¹.

The RTLF showed excellent results by using TRH for 24 h, which is less than that tested on previous studies. Isolated bacteria, microbial consortiums and native inoculums, got adapted to the textile effluent. However, decoloration phenomenon must be studied more deeply. Quality of the treatment effluent should be tested to add a third treatment to decrease concentrations of dissolved solids, in order to offer water reuse for textile dyeing. With this work is justified the use of versatile reactors as RTLF on treatment of textile effluents.

Key words: exploratory research, indigo, non ionic surfactants, native strains isolated, native bacterial consortium, immobilized cells, pilot scale fluidized bed reactor, anthracite, organic load.

INTRODUCCIÓN

El sector textil es una cadena productiva altamente compleja que incluye producción del algodón, hilatura y tejeduría, tintorería y acabados, confección y comercialización, etapas de una actividad fuertemente eslabonada. El recurso hídrico ha sido uno de los más afectados por la industrialización y el desarrollo del sector textil. En Colombia la producción textilera está concentrada en Medellín, Bogotá y Cali y representa el 18.7% de la industria manufactura del país (Ascoltex). Medellín es la capital de la moda en Colombia y en ella se crean diariamente tintorerías dedicadas al teñido de prendas índigo, los cuales son grandes consumidores de agua potable y subterránea, que con poca conciencia, es utilizada. Esta es su mayor materia prima y la que genera mayores costos mensuales.

Tabla 1. Distribución geográfica del sector textil.

Valle de aburrá-Antioquia	64.4%
Bogotá-Cundinamarca	21.3%
Cali-Valle	3.2%
Risaralda	3.0%
Atlántico	2.8%
Caldas	1.3%
Resto del país	4.0%

La Tabla 1 representa los porcentajes de empresas instaladas por departamentos, pero no tiene en cuenta el tamaño de las empresas, las de Bogotá son muy grandes y las del Valle de aburrá están muy atomizadas y hay un gran número de pequeñas industrias. El Valle de aburrá es la región textilera con más tradición en Colombia, sus principales empresas se caracterizan por su antigüedad (Coltejer y Fabricato), cuya actividad principal es el proceso de fibra de algodón y el tejido plano y tienen integrados los procesos de tejeduría, tintorería y acabados. Actualmente la industria textilera en el Valle de Aburrá está conformada por establecimientos dedicados a la actividad de tintorería y acabados, lavado de *jeans* y a las confecciones, que se encuentran ubicados principalmente en los municipios de Medellín, Itagüí y Sabaneta. Estas empresas

demandan altos volúmenes de agua e insumos químicos, además son intensas en el uso de energía térmica generada con carbón y gas natural.

En la coloración de fibras celulósicas, los tintes tina (incluye índigo) y tintes sulfurosos representan una gran parte del mercado mundial (alrededor del 31%) de los cuales el índigo ocupa un 7%, representando cerca de las 120000 ton de tintes tina usadas anualmente (Roessler et al., 2002). En Colombia, se generan grandes cantidades de agua residual contaminada con color índigo, ya que los acabados en índigo constituyen uno de los textiles más apetecidos por compradores nacionales e internacionales. En el año 2006, se produjeron ocho millones de metros de tela, y, cada día adquiere mayor sofisticación, debido a los procesos de lavandería, acabados, tinturas, procesos manuales, abrasión local, y las mezclas con lycra y poliéster (Roessler et al., 2002). Empresas, como BASF, producen grandes cantidades de índigo sintético. En el año 2002, se produjeron 17000 toneladas de índigo sintético (Balfour, 1998; Ferreira et al., 2004).

El tratamiento del agua residual textil, con contenido de tintes y específicamente con tinte índigo, es uno de los más difíciles; esto es así, porque el tinte es de origen sintético y tiene una estructura molecular aromática compleja, la cual es más estable y más difícil de biodegradar (Kim et al., 2004; Tantak y Chaudhari, 2006; Frijtersa et al., 2006), la alteración de sus estructuras químicas pueden resultar en la formación de nuevos compuestos xenobióticos, los cuales pueden ser más o menos tóxicos que los compuestos potenciales (Vijaya y Sandhya, 2003). El color de las aguas residuales textiles es altamente visible y afecta la estética, la transparencia del agua, obstruye la penetración del oxígeno disuelto y especialmente afecta la salud pública, porque muchos tintes son conocidos como carcinógenos y mutagénicos (Fu y Viraraghavan, 2001), (Sen y Demirer, 2003).

Las plantas de tintorería, acabados y lavanderías de *jeans* generan residuos líquidos con una amplia variedad de tintes, compuestos orgánicos recalcitrantes y otros compuestos químicos, incluidos los ácidos, bases, sales, agentes humectantes, colorantes, acabados auxiliares, compuestos tóxicos e inhibitorios y surfactantes, entre otros, los cuales no permanecen en el producto textil final, sino que son desechados después de cumplir con un uso específico. Los efluentes combinados de estas plantas contienen todos o cualquiera de los anteriores componentes, y se ven reflejados en las altas concentraciones de DBO (Demanda bioquímica de Oxígeno), DQO (Demanda Química de Oxígeno) pH, color y salinidad, entre otros

parámetros. Dado que muchos procesos textiles se manejan en forma discontinua, las concentraciones de los materiales residuales pueden variar significativamente. Algunos procesos requieren de condiciones altamente ácidas, mientras que las de otros son altamente alcalinas; en consecuencia, el pH del agua residual también varía bastante a lo largo de un período de tiempo (Quintero y Área Metropolitana el Valle de aburrá, 2007), (Sen y Demirer, 2007). Considerando el volumen y la composición de sus efluentes, las aguas residuales de la industria textil son una de las más contaminantes en todos los sectores industriales (Sen y Demirer, 2007). En la Tabla 2 (Uzal et al., 2009), se presenta la caracterización del efluente de un proceso de teñido de índigo.

Tabla 2. Caracterización de agua residual textil

Parámetro	Valor-Rango	Valor Promedio
pH	11.2-11.3	11.3 +/- 0.1
DQO (mg/L)	1300 – 1554	1427 +/- 180
Conductividad (Ms/cm)	12.2 – 12.3	12.3 +/- 0.1
Color (Pt-Co)	3132 – 4190	3661 +/- 748

El color puede ser removido de aguas residuales por métodos físico-químicos que incluyen: absorción, coagulación-floculación, oxidación y métodos electroquímicos (Epp, 1995; Prideaux, 2004). Aunque unos estudios reportan altas eficiencias de remoción de color por los métodos anteriores (Sen y Demirer, 2003), otros los reportan como costosos, con problemas de operación y generación de grandes cantidades de lodo (Epp, 1995; Prideaux, 2004).

En los últimos años, existe una tendencia a los tratamientos biológicos, por sus bajos costos de capital y de operación, viabilidad para el tratamiento de efluente y su capacidad para reducir DBO y DQO, comparados con los tratamientos químicos (Chematters, 1986; Kornaros y Lyberatos, 2006; Sandberg, 1989). Además, debido a la variabilidad en la carga y a la concentración de color de las industrias textiles, los tratamientos empleados en la recuperación de las aguas presentan deficientes resultados. Los sistemas de tratamiento que utilizan microorganismos son capaces de degradar los tintes recalcitrantes, hasta mineralizarlos. La efectividad de estos tratamientos depende de la supervivencia y adaptabilidad de los microorganismos durante el proceso de tratamiento. Éstos han sido más frecuentemente escalados y, cada vez más, se dirigen a las células inmovilizadas con consorcios microbianos.

En los tratamientos biológicos la decoloración de tintes, usando medios de cultivo puros (algas, hongos y bacterias), son imprácticos, debido a que cada cultivo aislado corresponde a un tinte específico (Sen y Demirer, 2003). Estudios comparativos concluyen que la actividad de consorcios bacterianos incrementan la eficiencia de decoloración de estructuras complejas, con respecto a la actividad de cultivos aislados (Khehra *et al.*, 2005).

El tipo de reactor utilizado en el tratamiento de aguas residuales juega un papel determinante en el éxito del tratamiento. La tecnología de lecho fluidizado ha sido muy investigada en el tratamiento biológico de aguas residuales; domésticas, industriales y mixtas. Las ventajas de los reactores de lecho fluidizado son, alto tiempo de residencia del lodo necesario para que los microorganismos degraden compuestos contaminantes, puede absorber cargas de compuestos tóxicos no biodegradables superiores a las que puede absorber los procesos de lodos activados, produce alta calidad de efluente con bajas concentraciones de SST, DQO y TRH mucho menores que los de los lodos activados, produce una concentración muy alta de biomasa en el lecho, menor necesidad de reciclo que en otros procesos comparables, no es necesaria la sedimentación, operación sencilla y versátil a presiones altas o bajas, costos moderados de capital y operación, excelente control de la biomasa a través del área y cantidad de soporte, aumenta el contacto entre partículas y fase líquida por el aumento del área superficial y de igual forma aumenta la transferencia de nutrientes y grandes volúmenes de solución acuosa diluida para ser tratada. Sin embargo, la búsqueda de estudios sobre la aplicación de lecho fluidizado en la remoción de tintes en agua residual de tintorerías se ha saldado con resultados escasos (Sen y Demirer, 2003).

Esta tesis surgió a partir de la conciencia ambiental formada por los vertidos industriales del sector textil. La gestión de los recursos económicos para la realización de esta tesis fue producto de la misma, a través de los siguientes proyectos. Proyecto DIME Pregrado: Identificación y preparación de consorcio microbiano nativo con actividad catalítica para decoloración de índigo, en agua residual industrial textil, a través de una matriz de inmovilización, Código QUIPU: 20201007812. Proyecto DIME Bicentenario: Evaluación del tratamiento biológico para remoción de color índigo de agua residual industrial textil, por un consorcio microbiano, en lecho fluidizado, código QUIPU: 20201007731. Proyecto Colciencias: Modelación y simulación de un reactor de lecho fluidizado trifásico con consorcio microbiano nativo para el tratamiento de agua residual textil con color índigo, código QUIPU: 20201008510.

La presente tesis está conformada por ocho capítulos. En el capítulo uno, se mencionan los objetivos generales y específicos que guían el proyecto de investigación. El capítulo dos, está conformado por el estado de arte, el cual, menciona las características del color índigo y las condiciones para el teñido de índigo, así mismo, los tratamientos que se han realizado para la remoción de color índigo de efluentes, se mencionan los pasos del proceso textil, y también las características de surfactantes no iónicos, utilizados como fuentes de carbono, en el presente estudio. En el capítulo tres se describen los antecedentes más importantes dentro de la línea de investigación. En el capítulo cuatro, se estudian las generalidades del estudio de reactores trifásicos de lecho fluidizado y guían la determinación de parámetros para el diseño del reactor piloto. El capítulo cinco, describe los materiales y los métodos necesarios para el desarrollo del proyecto. El capítulo seis, presenta los resultados y el análisis de la escala de laboratorio y de la escala piloto. El capítulo siete, menciona las conclusiones y las perspectivas de la presente investigación explorativa. Finalmente, el capítulo ocho de anexos, describe, los métodos de calibración y validación de los parámetros determinados en la investigación (color, DBO, DQO, entre otros), también se presentan los resultados de las corridas realizadas durante la experimentación y otros ensayos realizados en el estudio.

El principal objetivo de ésta tesis fue investigar el tratamiento biológico de agua residual industrial textil en un RTLF, en el cual partículas de antracita fueron fluidizadas en co-corriente con un flujo gaseoso y líquido. Este estudio cumplió con el objetivo propuesto en el proyecto de tesis de maestría, ya que evaluó la adaptación de un consorcio microbiano nativo y la viabilidad de utilizarlo en un sistema de biopelícula, y estudió su efectividad en la remoción de color soluble, en el tratamiento de agua residual industrial textil sintética con tinte índigo y tres surfactantes de tipo no iónicos al incrementar la carga orgánica de alimentación, después de realizar el montaje, y la puesta en marcha de un reactor trifásico de lecho fluidizado. Adicionalmente, el estudio aisló seis diferentes bacterias, provenientes de las descargas de agua utilizadas en la producción de tintura de hilo con color índigo, con las cuales se conformó un consorcio bacteriano nativo, con capacidad para decolorar y consumir tres surfactantes de tipo no iónicos.

CAPÍTULO 1: OBJETIVOS E HIPÓTESIS

1.1. GENERAL

Evaluar el sistema de remoción de color índigo azul de un efluente de tintorería a través del tratamiento biológico con células inmovilizadas en un reactor piloto de lecho fluidizado.

1.2. ESPECÍFICOS

Evaluar la adaptación de un consorcio microbiano nativo y la viabilidad de utilizarlo en un sistema de biopelícula; para la remoción de color índigo soluble en un efluente simulado de tintorería.

Determinar los efectos de los parámetros operacionales, variabilidad de carga y concentración de color índigo azul en la eficiencia de remoción de color índigo azul soluble en el reactor trifásico de lecho fluidizado.

1.3. HIPÓTESIS

El reactor de lecho fluidizado con biomasa inmovilizada, para, la remoción de color índigo azul, es un sistema estable de remoción de color, frente a perturbaciones de carga y de concentración de color.

CAPÍTULO 2: ESTADO DEL ARTE

2.1. CLASIFICACIÓN DEL COLOR

El color en los tintes se explica por la presencia de grupos cromóforos. Por definición, los tintes son compuestos aromáticos, su estructura incluye anillos aril, los cuales tienen sistemas de electrones deslocalizados. Estos son responsables de la absorción de radiación electromagnética de diferentes longitudes de onda, dependiendo de la energía de las nubes electrónicas (<http://stainsfile.info/StainsFile/dyesclass/dyececlass.html>, 2009). Una clasificación sistemática de los colores es el índice de color, I.C. (Tabla 2.1), (Wesenberg, 2003). Otro tipo de clasificación se hace en función del tipo de ionización (Tabla 2.2), su enlace cromóforo o estructura molecular (Tabla 2.3), (<http://stainsfile.info/StainsFile/dyesclass/dyececlass.html> [2009]).

Tabla 2. 1. Clases de tintes sintéticos, en función del índice de color (I.C.)

Código	Clase química	Código	Clase química	Código	Clase química
10 000	Nitroso	42,000	Triarilmetano	53 000	Sulfuro
10 300	Nitro	45,000	Xanteno	55 000	Lactona
11 000	Monoazo	46,000	Acridino	56 000	Aminocetona
20 000	Disazo	47,000	Quinolino	57 000	Hidroxicetona
30 000	Trisazo	48,000	Metino	58 000	Antraquinona
35 000	Poliazo	49,000	Tiazolo	73 000	Indigoide
37 000	Azoico	49,400	Indamina/Indofenol	74 000	Ftalocianina
40 000	Estilbeno	50,000	Azino	75 000	Natural
40 800	Carotenoido	51,000	Oxacino	76 000	Base de oxidación
41 000	Difenilmetano	52,000	Tiazina	77 000	Inorgánico

Tabla 2. 2. Clasificación de los tintes de acuerdo al tipo de ionización.

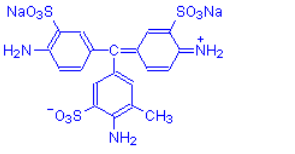
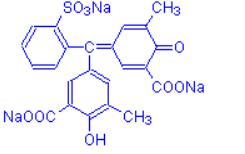
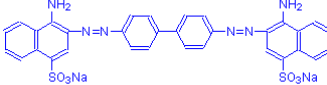
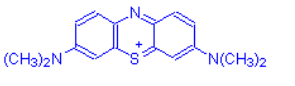
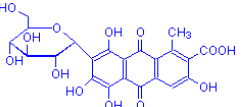
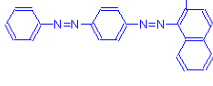
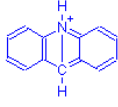
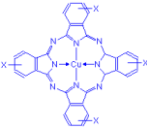
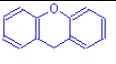
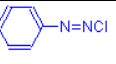
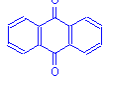
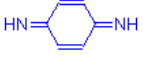
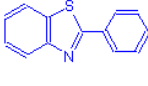
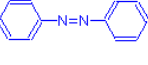
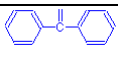
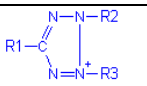
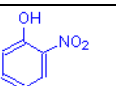
Tipo de ionización	Ejemplos	Tipo de ionización	Ejemplos	Tipo de ionización	Ejemplos
Ácidos Ej: Magenta ácido		Mordantes. Ej: Solochrome cyanin R		Directos. Ej: Congo Red	
Básicos. Ej: Azul de metileno		Naturales. Ej: Carmine		Solvente. Ej: Sudan III	

Tabla 2. 3. Clasificación de los tintes de acuerdo al cromóforo.

Clase enlace cromóforo	Fórmula molecular general	Clase enlace cromóforo	Fórmula molecular general	Clase enlace cromóforo	Fórmula molecular general	Clase enlace cromóforo	Fórmula molecular general
Acridina		Phthalocyanine		Xanthene		Diazonium	
Antraquinona		Quinone Imine		Thiazole		Azo	
Arilmetano		Tetrazolium		Nitro			

2.2. CARACTERÍSTICAS DEL COLOR ÍNDIGO

El color índigo (2,2'-bis-índigo), (CI Vat Blue I) o índigo tina, con fórmula química $C_{12}H_{10}O_2N_2$, (Figura 2.2a), (Wesenberg, 2003), es un polvo cristalino azul oscuro (Balfour-Paul, 1998, Ferreira et al., 2004). Su principal aplicación industrial es el teñido de los *blue jeans* y otros productos del *Denim* azul. Tiene un alto punto de fusión (390-392 °C), es insoluble en agua, alcohol o éter, debido a su gran fuerza de cohesión intermolecular, causada por los puentes de hidrógeno, y es soluble en cloroformo, nitrobenzeno, o ácido sulfúrico concentrado. En estado sólido, el índigo se un polímero en el cual cada molécula de índigo se encuentra unida a cuatro moléculas a su alrededor. En los solventes no polares, el índigo se presenta como un monómero, mientras que, en solventes polares, ocurre asociación intermolecular y la solución es azul (Zollinger, 1991).

La estructura del color producido es un sistema conjugado o grupo H-cromóforos que consiste de un simple enlace doble entre carbonos, substituidos por dos donadores NH, y dos aceptores CO (Balfour-Paul, 1998, Ferreira et al., 2004, Wesenberg, 2003). El índigo pertenece al grupo de los tintes tina, los cuales, en el proceso de teñido, entre el 5 y el 20% permanecen sin fijarse (O'Neill et al., 1999). El índigo sulfatado también se conoce como índigo carmín, (IC), ($C_{16}H_8O_8N_2S_2Na_2$), (Figura 2.2b) (Balfour-Paul, 1998, Ferreira et al., 2004).

El color índigo puede ser de origen natural o sintético (Chemmmatters, 1986, Epp, 1995, Prideaux, 2004, Sandberg, 1989). El de origen natural, proviene de una planta, llamada *indigofera*. La primera síntesis de índigo fue a partir de o-nitrobenzaldehído, acetona, en una mezcla de hidróxido de sodio, hidróxido de bario y amonio (ver Figura 2.1), (Balfour-Paul, 1998, Ferreira et al., 2004). La hidrólisis produce glucosa e indoxil. Por exposición al aire, el indoxil se oxida a índigo. En este proceso, N-fenilglicina se trata con una mezcla alcalina de sodio y potasio que contiene hidróxidos de sodamida.

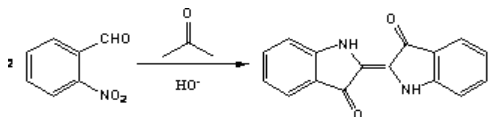


Figura 2. 1. Ruta de índigo sintético

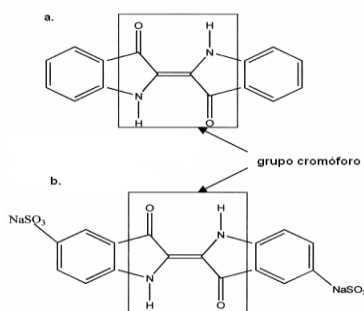


Figura 2. 2. Molécula de a) índigo y de b) índigo carmín.

2.3. MECANISMOS DE FIJACIÓN DEL COLOR ÍNDIGO

Cada tinte requiere de un procedimiento individual, debido a las diferentes estructuras moleculares, número de grupos reducibles, masa molecular relativa, contenido de tinte puro, concentración de agente reductor, alcalinidad, agitación, temperatura, área superficial específica del licor del tinte y cantidad de aire (Polenov, 2001).

Los métodos para fijar color índigo son mecanismos de óxido reducción complejos debido a la insolubilidad del índigo en agua y a la no afinidad con las fibras celulósicas. El índigo puede ser reducido por agentes reductores fuertes como el ditionito de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$), hidroxiacetona, hidrógeno o por métodos electroquímicos (Bozic y Kokol, 2008). La reducción se da en presencia de un medio alcalino alto (pH 11-14) por hidróxido de sodio, sales metálicas, solución de potasio (Radugin, 1996). El agente reductor es donador de hidrógenos para sustraer el oxígeno o adiciona electrones a otros compuestos químicos. Durante el proceso de reducción, el agente reductor es, así mismo, oxidado (Aspland, 1992). El índigo reducido (forma anión leuco enolato) llega con menos color y es soluble en agua, tiene una alta afinidad por las fibras celulósicas y entra a los espacios abiertos de las fibras. Las fibras teñidas se exponen al aire y la molécula de tinte se oxida retornando a su forma insoluble. Las partículas de tinte insoluble son atrapadas dentro de la fibra, coloreando, entonces, permanentemente la prenda de azul. Contrario a muchos tintes, el índigo forma enlaces mecánicos y no químicos (Chematters, 1986, Epp, 1995, Prideaux, 2004, Sandberg, 1989).

La conversión del tinte tina en forma leuco es una reacción heterogénea que comprende difusión de las moléculas del agente reductor a la superficie de las partículas de tinte, sorción del agente reductor y reacción química entre el tinte y el agente reductor en la superficie con la

formación de compuestos leuco (Polenov, 2001). El control del proceso de reducción se lleva a cabo por la medida del potencial rédox (Adesanya, 1992) Para los tintes tina, el rango está entre -650 mV y -1000 mV, y, para el tinte índigo, es -600 mV (Bozic y Kokol, 2008). La cinética y la termodinámica de la oxidación-reducción pueden ser controladas por el voltímetro cíclico (Govaert et al., 1990, Radugin et al., 1994, Zanoni et al., 2006). El mecanismo de reducción se presenta en la Figura 2.3 (Bozic y Kokol, 2008).

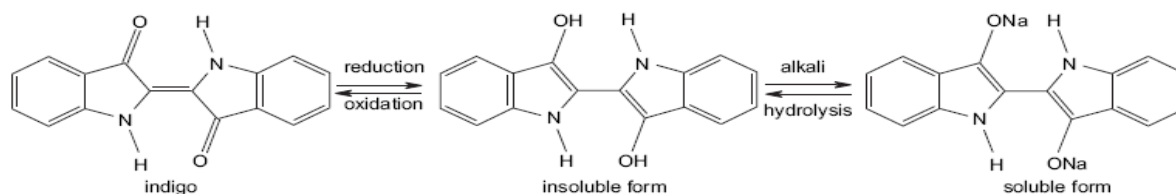


Figura 2.3. Mecanismo de reducción-oxidación del tinte de índigo.

Después del teñido, se realiza una reacción de oxidación para remover excesos de agentes reductores y sales de sodio, y los tintes reducidos pasan a ser pigmentos insolubles. Los agentes oxidantes comunes son el peróxido de hidrógeno u oxígeno atmosférico a pH alto, temperatura y catalizadores costosos y peligrosos (metavanadato). Los agentes oxidantes y el oxígeno sustraen el hidrógeno o toman electrones del tinte y otros compuestos químicos. El tinte pierde dos electrones del anión y se convierte en el pigmento original con el doble enlace de oxígeno. El pigmento producido se desprende mecánicamente de la fibra y es insoluble en la mezcla de tintura. Después de la oxidación los tintes tina se someten a tratamiento térmico, en una solución alcalina proporcionada por detergentes, para obtener el textil final. Los procesos durante el lavado son desconocidos (Aspland, 1992).

2.4. SURFACTANTES

A excepción del poder bactericida de ciertos surfactantes, fenómeno del cual no hay una explicación absolutamente segura, se puede decir que todas las propiedades y usos de los surfactantes provienen de dos propiedades fundamentales de estas sustancias, su capacidad de adsorberse a las interfases y la tendencia a asociarse para formar estructuras organizadas (Salager, 1992).

2.4.1. Adsorción

Todos los surfactantes poseen una molécula que presenta a la vez un grupo polar (o hidrofílico) y un grupo apolar (hidrofóbico o lipofílico). En vista de su dualidad polar-apolar, una molécula de surfactante no puede satisfacer su doble afinidad ni en un solvente polar, ni en un solvente orgánico. Cuando una molécula de surfactante se coloca en una interfase agua-aire ó agua-aceite, ella puede orientarse de manera que el grupo polar esté en el agua, mientras que el grupo apolar se ubica "fuera" del agua, en el aire o en el aceite. Desde un punto de vista energético, se puede decir que la energía libre de una molécula de surfactante a la interfase es inferior a la de una molécula solubilizada en el seno de una fase acuosa. La transferencia desde el seno de una fase acuosa a la interfase, llamada adsorción es por lo tanto espontánea. La adsorción de un surfactante en una superficie gas-líquido o en una interfase líquido-líquido, produce en general una reducción de la tensión superficial o interfacial, de donde el nombre "tensoactivo" (Salager, 1992).

La tensión es responsable de la curvatura de las interfases de la formación de gotas, de un gran número de inestabilidades capilares y de numerosos fenómenos de estabilización de interfases. Las fuerzas capilares involucradas pueden ser considerables y se pueden encontrar aplicaciones en la fabricación de adhesivos, la recuperación mejorada de petróleo, la colocación de una monocapa protectora, la contracción de capas de petróleo flotando, etc. El descenso de la tensión favorece la deformación y la ruptura de una interfase, la formación de sistemas dispersos como las emulsiones o las espumas, etc (Salager, 1992).

La adsorción de surfactantes no se limita a las interfases fluido-fluido. Ella se produce también en las interfases líquido-sólido, y eventualmente gas-sólido. La fuerza motriz de la adsorción en una interfase líquido-sólido puede incluir uno o varios de los efectos siguientes: atracción polar por la presencia de cargas eléctricas en el sólido, efecto hidrofóbico, formación de estructuras de baja energía, así como algunos otros efectos de menor interés (Salager, 1992).

La adsorción de surfactantes iónicos permite producir un efecto antiestático. Si el balance de cargas adsorbidas no alcanza la neutralidad, las superficies tienden a repelerse, lo cual constituye un mecanismo de estabilización de sistemas dispersos. El impedimento estérico producido por moléculas de surfactante adsorbidas puede ser también responsable de la

estabilización de muchos sistemas dispersos. La adsorción de surfactantes en las interfases puede modificar los equilibrios trifásicos sólido-fluido-fluido y conducir a la extensión en forma de una monocapa o al cambio de mojabilidad de una superficie, fenómenos que son ampliamente utilizados en procesos industriales tales como la hidrofiliación y la hidrofobación, la flotación, el secado, la lubricación, la detergencia, etc. Cualquiera sea el caso, siempre es la presencia de una capa (en general monocapa) de surfactante a la interfase que es responsable de un cierto número de fenómenos utilizados en las aplicaciones. La Figura 2.4, representa los fenómenos relacionados con la adsorción (Salager, 1992).

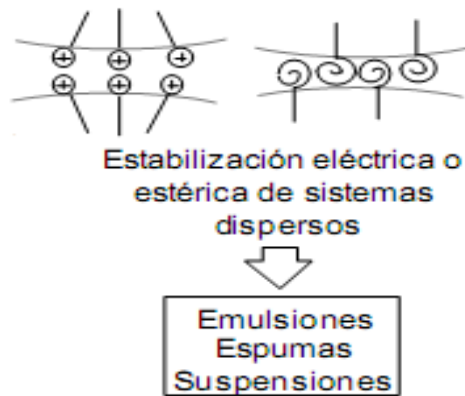


Figura 2. 4 Fenómenos relacionados a la adsorción

2.4.2. Asociación

Cuando a una solución (acuosa por ejemplo) se le añade cada vez más surfactante, este comienza por adsorberse a las interfases disponibles, luego su concentración en forma monomolecular aumenta hasta que se forman las primeras micelas. La micela es un polímero de asociación en el cual el surfactante alcanza una posición favorable. En solución acuosa la fuerza motriz principal que favorece la formación de micelas es el efecto hidrófobo, es decir, la sustracción de la parte apolar del surfactante del contacto con las moléculas del agua y la formación un contacto más favorable desde el punto de vista energético con las partes apolares de otras moléculas de surfactante. La micelización es entonces un tipo de microprecipitación en la cual el surfactante se sustrae parcialmente de la fase acuosa, Figura 2.5.

La analogía con un fenómeno de precipitación está reforzada por el hecho de que la micelización se produce a una concentración particular (llamada "concentración micelar crítica" o CMC). Sin embargo es conveniente considerar una solución micelar como un coloide y no como una dispersión, ya que el tamaño de las micelas es del orden de 50 a 100 Å. Las

soluciones micelares presentan propiedades relativamente similares a las soluciones de polímeros, otros coloides lipofílicos (Salager, 1992).

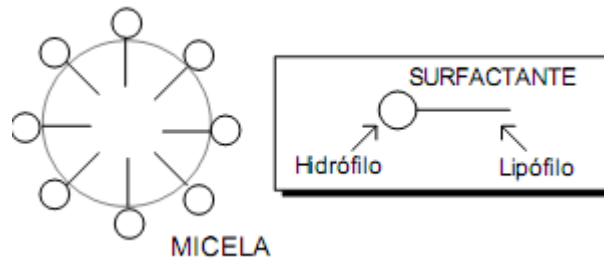


Figura 2. 5. Micela

El fenómeno de la micelización se produce como un compromiso entre dos tipos de efectos: los efectos que tienden a favorecer la formación de una micela, particularmente el efecto hidrófobo, que aumenta con el tamaño de la cadena hidrocarbonada del surfactante. De otra parte, los efectos que tienden a oponerse a la formación de una micela, tal como la repulsión entre los grupos hidrofílicos, particularmente importante en el caso de surfactantes iónicos. La presencia de un alcohol que se intercala entre las moléculas de surfactante en la interfase, o la adición de electrólitos que produce un efecto de pantalla que reduce el campo eléctrico intermolecular, reduce las fuerzas repulsivas y por este efecto favorece la micelización. Los efectos que favorecen la micelización producen un descenso de la CMC y viceversa (Salager, 1992).

2.4.3. Potencial zeta

Podremos cambiar las características de una suspensión al comprender las interacciones de un coloide individual con otro. En ocasiones buscamos maximizar las fuerzas repulsivas entre ellos, para así producir suspensiones estables. Las repulsiones mutuas entre partículas adyacentes impiden la unión de grandes y rápidas sedimentaciones de aglomerados. En los tratamientos de purificación de agua se debe, por el contrario, minimizar las fuerzas de repulsión entre las partículas que las enturbian, para que así se formen grandes aglomerados que sedimenten y filtren fácilmente. Por su tamaño microscópico, las fuerzas de unión en la superficie del coloide y el líquido son las que determinan su comportamiento. Uno de los mayores efectos de la superficie son los fenómenos electroquinéticos. Cada coloide contiene una carga eléctrica que suele ser de naturaleza negativa, aunque también puede ser positiva. Estas cargas producen fuerzas de repulsión electrostática entre los coloides vecinos. Si la carga es suficientemente elevada los coloides permanecen discretos, dispersos y en

suspensión. Reduciendo o eliminando estas cargas se obtiene el efecto opuesto y los coloides se aglomeran y sedimentan fuera de la suspensión (Coagulation & Flocculation, 1993).

2.4.4. Tensoactivos no iónicos

Uno de los aportes importantes en este trabajo es la remoción de tensoactivos no iónicos de un efluente textil simulado. Estos compuestos se utilizan con frecuencia en el teñido de telas con colorantes tipo tina, y fueron utilizados en la creación del agua residual industrial sintética, ya que su función es la de mantener el tinte disperso, lo cual dificulta los procesos físicos de separación de los colorantes. En este apartado se mencionan algunas de las características de estos compuestos.

Prácticamente todos los tensoactivos no iónicos tienen el mismo tipo de grupo hidrófobo que los aniónicos o catiónicos, pero con mayor solubilidad y propiedades por la presencia de óxido de etileno. Los surfactantes no iónicos tienen la ventaja de que son estables frente a la mayoría de los productos químicos en las condiciones normales de empleo. Por no ionizarse en agua, no forman sales con los iones metálicos y son efectivos en aguas blandas y duras. (Montoya, 2005).

A. Principales tipos y cadena Poli-Eo

En los últimos 40 años, los surfactantes no iónicos han tenido cada vez más importancia, hasta llegar al 35% del mercado mundial que les corresponde hoy en día. Estos surfactantes no producen iones en solución acuosa y, por lo tanto, son compatibles con los demás tipos de surfactantes y pueden integrarse en formulaciones complejas (Fernández et al., 2004).

Por otra parte, son menos sensibles que los surfactantes iónicos a la presencia de electrolitos, especialmente cationes divalentes. Los surfactantes no iónicos son, en general, buenos detergentes humectantes y emulsionantes. Algunos de ellos tienen excelentes propiedades espumantes. Por todas estas propiedades, se encuentran hoy en día en todos los tipos de formulaciones, detergentes líquidos o en polvo, y en otras aplicaciones. En la Tabla 2.4, se muestran los diferentes tipos de surfactantes no iónicos, sin embargo el mercado está dominado (70%) por los derivados que contienen una cadena polióxido de etileno, fijada sobre un grupo hidróxilo o amina (Fernández et al., 2004).

Tabla 2. 4. Principales surfactantes no-iónicos.

Tipo de surfactante no iónico	% Del total
Alcoholes lineales etoxilados	40
Alquil fenoles etoxilados	20
Esteres de ácidos grasos	20
Derivados de aminas y amidas	10
Copolímeros óxidos de etileno-óxido de propileno	-
Polialcoholes de polialcoholes etoxilados	-
Tiolis (mercaptanos) etoxilados	-

El óxido de etileno (abreviado EO) puede condensarse sobre una gran variedad de moléculas de fórmula general RXH, susceptibles de ionizarse en forma RX⁻. Según la acidez relativa del grupo RXH y del producto de la condensación RXCH₂CH₂OH, ocurre primero una condensación de un mol de óxido de etileno sobre todas las moléculas RXH, o puede producirse una policondensación, para formar una cadena polióxido de etileno. Es la razón por la cual los productos comerciales presentan una distribución de número de grupos óxido de etileno (EON), lo que puede ser una ventaja o una desventaja, según las aplicaciones. Típicamente, se requieren por lo menos, 5 a 7 grupos óxidos de etileno para obtener una buena solubilidad en agua, dependiendo del lipofílico. Sin embargo, para ciertas aplicaciones se usan surfactantes con 40 o más grupos EO, en los cuales la parte hidrofílica, la cadena polióxido de etileno (PEO), es mucho más voluminosa que la parte lipofílica. Las cadenas polióxido de etileno poseen dos grupos metileno por cada óxigeno, y, por lo tanto, presentan una doble afinidad hidrofílica-lipofílica, con dominante hidrofílica. Si se añade un grupo metileno adicional, como en las cadenas polióxido de propileno (PPO), se obtiene una dominante lipofílica. Eso significa que la cadena polióxido de etileno puede considerarse sólo como levemente hidrofílica. Ambos tipos de cadenas (PEO/PPO) tienen una tendencia a doblarse sobre sí misma, para formar "pelotas", los cuales optimizan las interacciones con el solvente. La solubilidad en agua de las cadenas PEO está asegurada por un mecanismo de solvatación de los átomos de óxigeno; cuando la temperatura aumenta, las interacciones de solvatación disminuyen y el surfactante se torna menos hidrosoluble, hasta llegar a una cierta temperatura llamada "punto de turbidez" (*cloud point*), a la cual el surfactante forma una fase separada, en forma de pequeñas gotitas que producen una turbidez, antes de separarse por gravedad. Al contrario de los surfactantes iónicos, los surfactantes no iónicos polietoxilados se vuelven menos hidrosolubles o menos

hidrofílicos, cuando la temperatura aumenta. Esta propiedad puede ser de cierta utilidad, pero también pueden producir problemas en ciertas aplicaciones (Fernández et al., 2004).

B. Alcoholes y fenoles etoxilados

Los surfactantes que poseen una cadena PEO, amarrada a un grupo OH, representan la gran mayoría de la producción (70%) de no iónicos, particularmente para uso detergente, entre ellos están, los alcoholes lineales etoxilados. Los alcoholes lineales utilizados provienen de varias fuentes, pero, en general, se trata de utilizar alcoholes suficientemente lineales, para asegurar una biodegradación rápida (Fernández et al., 2004). En ésta categoría se encuentran los surfactantes utilizados en el presente estudio.

2.5. EL PROCESO TEXTIL

Las operaciones del proceso textil difieren de una fábrica a otra, según el tipo de fibra empleada, clase de hilaza, colorante, tela a producir y clase de maquinaria disponible, pero en general, el proceso comprende las siguientes etapas básicas, preparación de la fibra natural o artificial, hilatura, tejido (plano, punto, no tejido), limpieza, blanqueo, teñido, acabado (mecánico ó químico) (Quintero y AMVA, 2007), (Fundes, 2001). A continuación se describen las etapas y en la Figura 2.6, se describen las materias primas y el impacto ambiental de algunos de los procesos.

2.5.1. Cardado

Los grumos de fibra procedentes de la apertura y mezcla son llevados por una corriente de aire a la máquina cardadora. La fibra es transportada sobre una banda con agujas y en la parte superior una serie de cepillos rotatorios actúan sobre la fibra restregándola y alineándola en una cinta. La cinta de fibra cardada es enviada a través de un cono formando una cuerda de un solo cabo denominado mecha (Quintero y AMVA, 2007).

2.5.2. Peinado

Es similar al cardado excepto por la naturaleza más fina de los cepillos y la disposición más tupida de las agujas. Las mechas obtenidas del cardado son alimentadas a la máquina peinadora, obteniéndose una mecha más homogénea, con un alto grado de orientación de las fibras y con una reducida presencia de fibras (Quintero y AMVA, 2007).

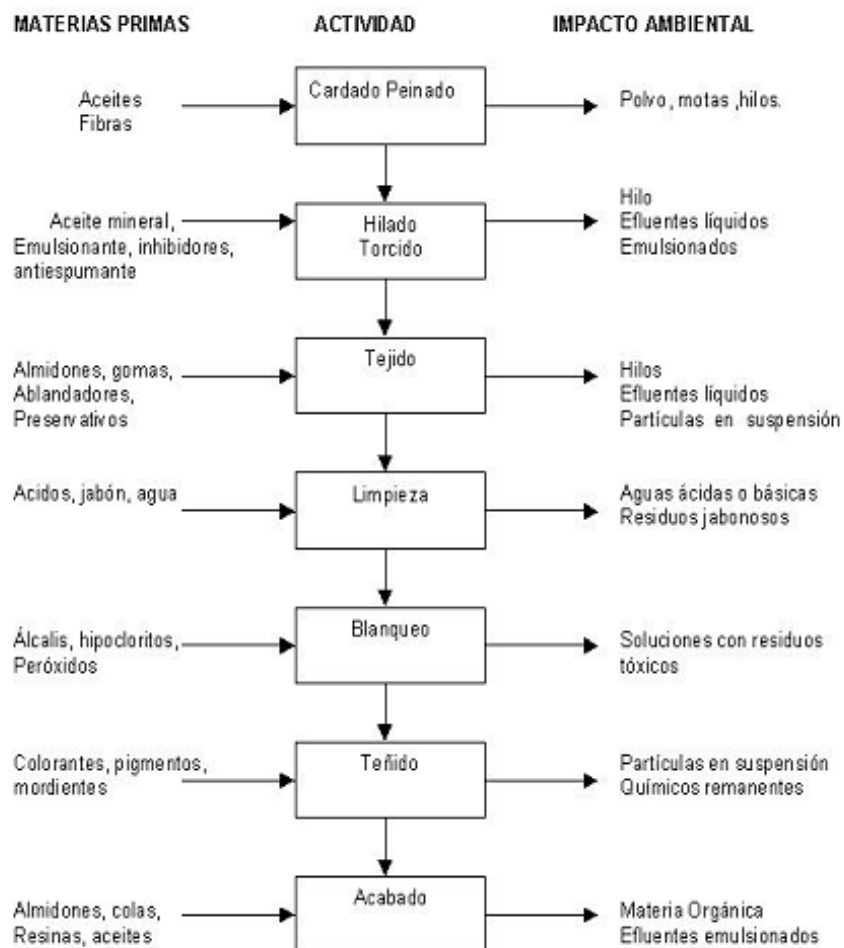
2.5.3. Calandrado

Varias mechas son combinadas y alimentadas a una serie de rodillos que giran a velocidades diferentes. Mientras pasan las mechas por los rodillos estas son estiradas en un promedio de seis veces su longitud original. Durante este proceso se realizan las combinaciones de fibras para formar por ejemplo las mezclas de poliéster algodón (Quintero y AMVA, 2007).

2.5.4. Empabilado

Las mechas obtenidas del calandrado son sometidas a un proceso de torsión y estirado, originando una hebra con una alta consistencia y resistencia. La hebra en este punto alcanza una longitud de doce veces su longitud original y un diámetro de un octavo del diámetro de la mecha (Quintero y AMVA, 2007).

Figura 2. 6. Etapas del proceso textil



2.5.5. Hilado

Este proceso depende de su naturaleza sea, natural o sintética, para la producción del hilo, fibras naturales, proceso por fundido, y fibras sintéticas. En el proceso de fibras naturales, las hebras obtenidas en el proceso de empabilado son alimentadas a la continua de hilar. La hebra pasa por un conjunto de rodillos que la someten a un proceso de estirado, luego es recogida en un huso de alta velocidad en el cual viaja un anillo que le imprime torsiones al hilo. Posteriormente el hilo de los husos es rebobinado en conos para su posterior uso (Quintero y AMVA, 2007).

2.5.6. Tejido

Los principales métodos de manufacturar un tejido textil son: tejido plano, tejido de punto y no tejidos. El conjunto de operaciones por las cuales el hilo, sea este algodón, poliéster, nylon o una mezcla poliéster algodón se convierte en tejido, se denomina tisaje. Las operaciones y máquinas empleadas en el tisaje son: urdido, engomado, canillera y el telar (Quintero y AMVA, 2007).

2.5.7. Limpieza o preparación de las telas

Incluye los procesos de desgomado o descruce y mercerizado. El desgomado elimina los compuestos de goma aplicados a la hebra en la operación de engomado y suele ser la primera operación húmeda del acabado sobre el tejido. Consiste en disolver el material engomante con ácido mineral o enzimas, cuando la tela ha sido engomada con almidón. Y en lavar profundamente el tejido. El mercerizado es el tratamiento de los tejidos o de la hilaza de algodón con solución concentrada de soda cáustica bajo tensión a baja temperatura, para hacerlos más fuertes, lustrosos, absorbentes, y más susceptibles al teñido. Para aumentar el poder de remojo en este proceso se añaden agentes de copulación como el ciclohexanol, el éter tricloroetílico y el colruro de dimetil lauril amonio (Quintero y AMVA, 2007).

2.5.8. Blanqueo

Es un proceso común de acabado empleado para blanquear el algodón, la lana y algunas fibras sintéticas. Además de eliminar el color, el blanqueo puede disolver el engomado, las pectinas naturales, las ceras y pequeñas partículas de materias extrañas. Se lleva a cabo inmediatamente después del descruce o mercerizado y antes del teñido o estampado. Se pueden emplear recipientes, *jiggers* o equipo continuo. El blanqueo se logra básicamente con

peróxido de hidrógeno, aunque se puede usar hipoclorito, ácido peracético, dióxido de cloro, perborato de sodio o incluso agentes reductores (Quintero y AMVA, 2007).

2.5.9. Teñido

En este apartado se enunciará el proceso en la planta de teñido. La función del teñido es la de fijar moléculas de la materia colorante en las fibras textiles. El color observado es el resultado de las ondas de luz absorbidas y reflejadas por las materias colorantes. Los mecanismos de teñido de las fibras textiles pueden resumirse de la siguiente manera a modo general:

- Migración del tinte de la solución a la interfase, acompañada de absorción en la superficie de la fibra.
- Difusión del tinte de la superficie hacia el centro de la fibra.
- Fijación de las moléculas del tinte mediante adhesiones covalentes o de hidrógeno o mediante otras fuerzas físicas (Quintero y AMVA, 2007).

El presente estudio fue realizado con base a un proceso convencional de teñido de índigo, en telas 100% algodón que poseen los hilos de urdimbre, teñidos con colorante índigo. El indifio es el hilo de algodón teñido en índigo, adecuado para tejido de punto. Es un producto que posee todas las características de pérdida de color y envejecimiento del "*blue jeans*". Su proceso de teñido es diferenciado, la tintura queda solamente en la superficie y no penetra el centro del hilo, que se mantiene blanco (Figura 2.7) (Fourcade, 2010). La abrasión provocada en el proceso de lavado o en el uso, desgasta la tintura "índigo" de la superficie y deja aparecer el centro blanco del hilo. Con cualquier otro tipo de tintura tradicional no es posible producir este efecto "*stone wash*" en prendas de tejido de punto, dado que el centro del hilo está teñido. El indifio llega para ofrecer nuevas facetas al tejido de punto (Fourcade, 2010).

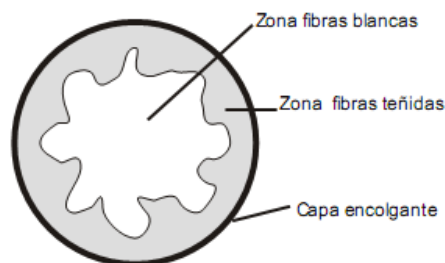


Figura 2. 7. Corte transversal del hilo

A. Métodos de aplicación del índigo

Se tiñe el hilado crudo del urdido, en máquinas de producción continua, procesando partidas o lotes grandes. Los hilados del urdido, para ser teñidos, se deben disponer en forma de cuerdas, urdido abierto al ancho. El método de teñido en cuerda es el más usado; en este se reúnen todos los hilos que componen el urdido, formando una cuerda. Posteriormente, cada cuerda se pasa a través de bateas de teñido de aproximadamente 2.000 litros cada una, con su respectivo *foulard-exprimidor*. El equipo de teñido está constituido por una serie de bateas de preparación, teñido, lavado y un equipo de secado. En la etapa de preparación, se trata de convertir al algodón crudo hidrófobo, en algodón hidrófilo. Para ello, se hacen pasar las cuerdas por unas bateas que contienen una solución caliente a temperatura de 90°C con soda cáustica y humectante; a continuación, se las lava por pasaje de bateas con agua caliente y frío, quedando después el último exprimido con una humedad de 70% y en condiciones de poder ingresar las cuerdas a las bateas de teñido (Figura 2.8) (Fourcade, 2010).

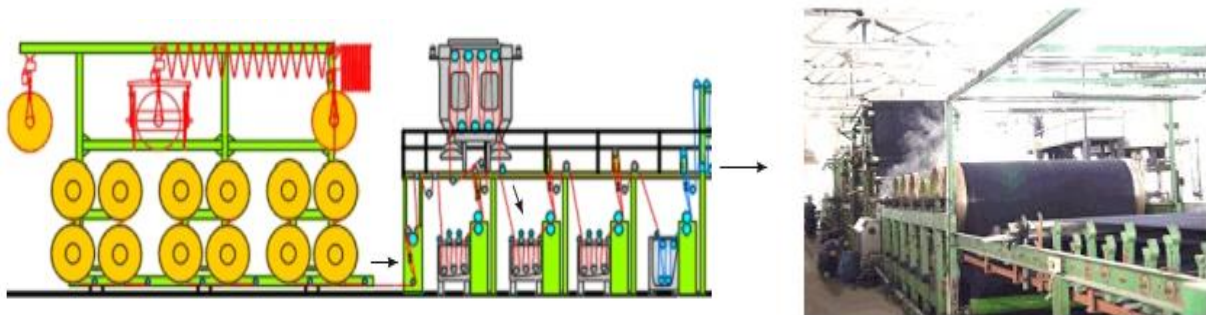


Figura 2. 8. Izquierda. Proceso en planta del teñido de índigo. Derecha. Planta real

En las bateas de teñido, se encuentra el colorante en su estado reducido, solución de color amarillento, en la cual, al pasar la cuerda " se sube a la fibra ", y, por exposición al aire, se oxida formando una capa superficial en el estado insoluble de color azul. A mayor cantidad de bateas con colorante, mayor capacidad de capas y, por consiguiente, color azul más intenso (Figura 2.9) (Fourcade, 2010).

2.5.10. Terminación

Para eliminar el colorante superficial no adherido a la fibra, se hacen pasar las cuerdas por bateas de agua caliente y fría. En la última batea, se puede agregar un suavizante para facilitar operaciones posteriores (Fourcade, 2010).

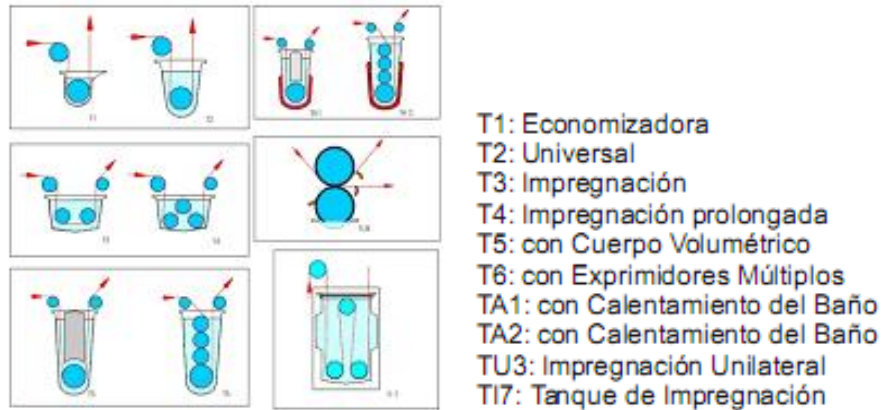


Figura 2. 9. Bateas para la impregnación de color índigo

2.5.11. Acabado

Una vez las telas han sido teñidas y/o estampadas, comienzan los procesos de acabado. Dichos procesos pueden ser físico o químicos, dependiendo de la finalidad de la tela se mejora su apariencia, textura o *performance*. También puede otorgarle propiedades como resistencia al fuego, prueba de polilla y moho. Existen acabado físicos (tratamiento antiestático) y acabados químicos (sanforizado) (Quintero y AMVA, 2007).

CAPÍTULO 3: ANTECEDENTES

3.1. MÉTODOS DE TRATAMIENTO GENERALES PARA REMOCIÓN DE COLOR ÍNDIGO.

El agua residual con tinte es tratada por procesos químicos o físicos, entre los que se encuentran procesos físico-químicos combinados como la floculación con flotación, electroflotación, floculación, filtración por membranas, coagulación electrocinética, destrucción electroquímica, intercambio de iones, irradiación, precipitación, ozonación y método Katox que envuelve el uso de carbón activado y aire (Banat et al., 1996). En la tabla 3.1, se resume la aplicación de los tratamientos a los diferentes tipos de tintes (Richardson, 1983) y en la Tabla 3.2, se muestran las ventajas y desventajas de algunos de los métodos físico-químicos (Robinson et al., 2000).

Tabla 3. 1. Resumen de los tratamientos más eficientes para varios tintes

Clase de tinte	Coagulación con aluminio	Carbón activado	Biológico convencional	Físico-químico y biológico	Ozono	Lodo
Azoico	0	+	0	+	+	
Reactivo	0	+	0	+	+(S)	0(+)
Ácido	0	+	0	+	+	0
Básico	0	+(S)	+	+	+	+
Disperso	+	0	0	+	0	0
Tina	+	0	0	+	+	
Azufre	+	0	0	+	+	
Directo				+		+

a. Remoción de color: 0-insatisfactorio; +-Bueno; S-adecuado especialmente.

Tabla 3. 2. Ventajas y desventajas de algunos procesos de decoloración aplicados a agua residual textil.

Métodos físico-químicos	Descripción método	Ventajas	Desventajas
Reacción fenton	Reacción de oxidación usando $H_2O_2-Fe(II)$	Decoloración efectiva de tintes solubles e insolubles	Generación de lodo

Ozonación	Reacción de oxidación usando gas de ozono	Aplicación en estado gaseoso: no altera el volumen	Corta vida media (20 min)
Fotoquímica	Reacción de oxidación usando H_2O_2 -UV	No produce lodo	Formación de sub-productos.
NaOCl	Reacción de oxidación usando Cl^+ para atacar el grupo amino.	Iniciación y aceleración de la ruptura del enlace azo	Libera aminas aromáticas
Electroquímica	Reacción de oxidación usando electricidad	Descompone en compuestos no peligrosos	Alto costo de la electricidad
Carbón activado	Remoción de tinte por adsorción	Buena remoción de una variedad de tintes	Muy costoso
Filtración por membranas	Separación física	Remoción de todos los tintes	Producción de lodo concentrado
Intercambio iónico	Resinas de intercambio iónico	Regeneración, no se pierde el adsorbente	No es efectiva para todos los tintes
Coagulación electrocinética	Adición de sulfato ferroso y cloruro férrico	Económicamente viable	Alta producción de lodo.

Entre los tratamientos utilizados para el tratamiento de agua residual textil con índigo, se encuentran tecnologías físico-químicas, químicas y físicas; en la Tabla 3.3, se mencionan algunas.

Tabla 3. 3. Tecnologías para decoloración de agua residual textil con color índigo.

Método	Concentración inicial índigo	Remoción Color/ Tiempo	Observaciones	Referencias
Fotoquímica (H_2O_2 /UV/Fe en zeolita)- índigo carmín	0,039 g/L	57.14%, 120 min	Foto-reactor de 2 litros. La adsorción de moléculas de tinte en la zeolita sin H_2O_2 /UV no genera decoloración	(Kasiri et al., 2008)
Fotoquímica (UV/ TiO_{2D})-índigo carmín	100 ppm	100%, 70 min	Mn/ TiO_{2D} -imp. Fueron evaluados también Mn/ TiO_{2SG} , TiO_{2SG} y TiO_{2D}	(Mohamed et al., 2007)
Electroquímica-índigo	0.2 g/L	90%, 120 min	NaCl 30 g/L, consumo de potencia eléctrica 1.84 kW h/m ³ . La celda fue	(Cameselle et al., 2005)

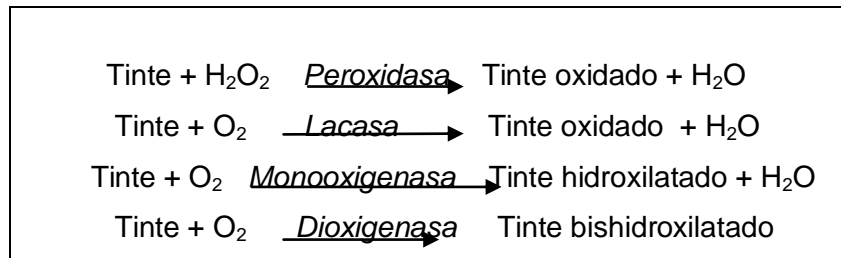
			evaluada con electrodos de grafito, haluros en solución (NaCl, KBr and KI) y un agente reductor ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$).	
Electroquímica- índigo	Medio líquido: 0.5 g/L Suelo: 3.19 g/L	Líquido: 76%, 87 horas. Suelo: 70%, 24 horas (método indirecto)	Líquido: consumo eléctrico 39 Wh. Con 10 g/L de NaCl reduce el tiempo a 45 min, consumo eléctrico 0.34 Wh. Suelo: consumo eléctrico 7.7 Wh	(Sanromán et al., 2005)
Incineración electroquímica- índigo	1 mM	100%	DQO de 536 ppm en 0.05 M de NaCl, consumo de potencia eléctrica 9 kW h/m ³	(Butrón et al., 2007)
Microfiltración- índigo	3132-4190 Color Pt-Co	94% Color, 14%DQO	Filtro de 0.22 μm , pH 12.5 +/- 0.5 Flux de 0.9x10 ³ L/m ² /h	(Uzal et al., 2006)
		95% Color, 18%DQO	Filtro de 0.45 y 0.22 μm , pH 7 +/- 0.2. Flux de 1x10 ³ L/m ² /h	(Uzal et al., 2006)

* mM

En el método electroquímico utilizado para la decoloración del color índigo en Cameselle, (2005), y en Sanromán, (2005), y la incineración electroquímica evaluada en Butrón et al., (2007), evaluaron las metodologías con altas concentraciones de índigo y presentaron altas remociones para el color, sin embargo, es necesario evaluar, los tratamientos anteriores con aguas residuales más complejas, determinar los consumos de energía para tratamientos en escala de banco y piloto, ya que ésta última ha sido mencionada como una de las desventajas más grandes en los anteriores tratamientos, evaluar la selectividad de los tratamientos, costos y los modos continuos, ya que éstos deben ser aplicados para las grandes cantidades de agua que descargan los efluentes textiles. La microfiltración de índigo estudiada en Uzal et al., (2006), aunque presentó alta decoloración de índigo, la remoción de DQO no fue tan alta. Este tipo de tratamiento remueve toda clase de tintes, pero no son transformados en CO_2 , sólo es un cambio de fase, de fase líquida a fase sólida, se sugiere la utilización de este tipo de tratamientos a los sistemas secuenciados, es decir, como tratamiento terciario, para la remoción de iones disueltos, los cuales son difícilmente removidos.

3.2. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS AEROBIOS PARA REMOCIÓN DE COLOR ÍNDIGO E ÍNDIGO CARMÍN

Algunas técnicas de remediación emplean la degradación microbiana, la cual utiliza microorganismos como bacterias y hongos, fitorremediación que utiliza plantas, y la remediación a través de enzimas específicas. Los modos de biorremediación aplicados a la decoloración de tintes incluyen mezclas de cultivos, organismos aislados y enzimas aisladas. Algunas enzimas capaces de la degradación de tintes se diferencian a continuación (Tabla 3.4). Las enzimas extracelulares como la lacasa y peroxidasa son producidas por hongos. Las enzimas mono-oxigenasa y dioxigenasa son intracelulares y están presentes en los organismos vivos (Kandelbauer y Guebitz, 2005). Ellas causan la separación de anillos aromáticos a través de la incorporación de átomos de oxígeno (biohidroxilación), resultando en ácidos carboxílicos, los cuales son utilizados en el metabolismo (Smith, 1990, Berry, 1987, Commandeur y Parsons, 1990). La lacasa sólo requiere de oxígeno molecular, como co-sustrato. Las peroxidosas sólo dependen de la habilidad del peróxido de hidrógeno, como segundo sustrato. La aplicación de reductasas u oxidasas requieren de cofactores, como NAD(H), NADP(H), o FAD(H), los cuales son extremadamente costosos y no son viables económicamente (Kandelbauer y Guebitz, 2005)

Tabla 3. 4. Enzimas oxidativas usadas para la decoloración de tinte.

A escala piloto y a gran escala, los efluentes pueden ser tratados en biorreactores con cultivos de uno o más microorganismos aislados o una mezcla de poblaciones, también llamada consorcios. En una mezcla de cultivo, donde se presenta un consorcio de diferentes especies, la decoloración de tinte puede ser el resultado de la sinergia de varios microorganismos (Mittal et al., 2006, Nigam et al., 1996b).

En general, las mezclas de poblaciones presentan las estabilidades más altas en ambientes de estrés, causados por cambios en las características del efluente, tales como: temperatura, pH o composición, (Kandelbauer y Guebitz, 2005). Los tipos de crecimiento microbiano son de dos tipos: suspendidos y con células inmovilizadas, dependiendo del tipo de reactor; por ejemplo, el reactor de lecho fluidizado contiene *pellets* libres y móviles cubiertos con capas de biomasa inmovilizada, mientras que los reactores de lecho empacado contienen organismos que se fijan en un material de soporte (Zheng et al., 1999). Los informes indican que la secreción de las enzimas es mejor en los sistemas inmovilizados, respecto a los cultivos suspendidos (Karapinar y Kargi, 2002). Los sistemas con células inmovilizadas mejoran la eficiencia de operación en los biorreactores, es decir, incrementan la estabilidad de los procesos y la tolerancia a perturbaciones de carga, dada la gran capacidad por unidad de biomasa y a, la poca generación de lodo; además, se suma la efectividad técnica y la viabilidad económica en la operación discontinua para la decoloración de agua residual (Chen, 2007).

3.2.1. Bacterias

A escala piloto, Khelifi et al. (2008) desarrollaron dos tipos de crecimiento de biomasa suspendida e inmovilizada, a través de la biodegradación aeróbica en dos biorreactores continuos; reactor de mezcla completa y reactor de lecho fijo. Frijters et al (2006) investigaron el tratamiento de agua residual de la empresa Ten Cate Protect, en los países bajos, mediante un sistema de tratamiento a gran escala, con una secuencia anaerobia-aerobia, en un sistema de reactor de lecho fluidizado y sedimentador de placas. El estudio reportó resultados de

toxicidad negativos para el efluente de la secuencia, y removió color en un rango entre 80-95%, del cual gran parte fue removido en el tratamiento anaerobio. Aparentemente, el sistema anaerobio es capaz de remover efectivamente el color de los tintes solubles e insolubles. Sin la etapa anaerobia el efluente tratado resultó tóxico.

3.2.2. Hongos

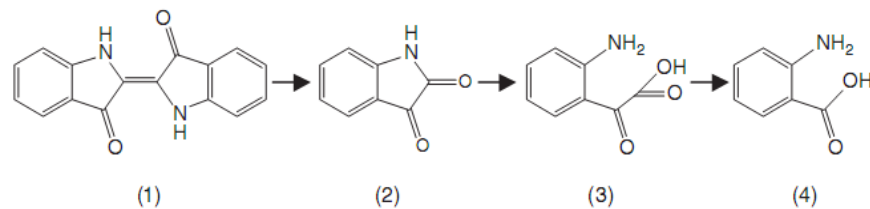


Figura 3. 1. Ruta de degradación oxidativa para el tinte índigo

El tinte índigo fue transformado a través de la transferencia de electrones de la lacasa, para obtener isatín, y por descarboxilación, se genera un ácido antranílico, como producto estable final de oxidación (Figura 3.1), (Campos et al., 2001). Se sugirió que la degradación procede vía deshidroíndigo, como una reacción intermedia. La función de la lacasa es incrementar la susceptibilidad del tinte hacia el ataque hidrolítico por el agua (Campos et al., 2001). En la decoloración del índigo carmín (IC), catalizada por peroxidasa, se forma el ácido sulfónico isatín, aunque, se observó un producto de oxidación rojo estable, cuando se empleó manganeso peroxidasa a partir de *Phanerochaete chrysosporium*. Los autores sugirieron que el producto rojo fue un producto de condensación dimérico del índigo carmín, el cual ha sido formado con lignina peroxidasa como catalizador (Podgornik, 2001). En la Tabla 3.5, se presenta algunos hongos utilizados para la remoción de color índigo e índigo carmín.

Tabla 3. 5. Hongos para remoción de color índigo e índigo carmín

Organismo	% Decoloración- tiempo	Comentarios	Referencia
Hongos			
<i>C. versicolor</i>	100%	IC. Mecanismo- biodegradación y adsorción.	(Knapp, 1995)
<i>Trametes versicolor</i>	15 días	IC. Catalizador lacasa	(Wong y Yu, 1999)
<i>P. chrysosporium</i>	29.8%-9 días	Carmín 40-50 mg/L,	(Young, 1997)

		catalizador ligninasa	
<i>T.versicolor</i>	29.8%-9 días	Carmín 40-50 mg/L, catalizador ligninasa	(Young, 1997)
<i>T.versicolor</i>	80%		(Fu y Viraraghavan, 2001)
<i>fungi basidiomiceto ligninolítico, Phellinus gilvus, pleurotas sajor-caju, Pycnoporus sanguinus y Phanerochaete chrysosporiumm</i>	100, 94, 91 y 75%	Índigo.	(Balan, D. y Monteiro, 2001)
<i>Aspergillus alliaceus 121C</i>	98.60%	Índigo. Enzimas lacasa y ligninasa-peroxidasa (LiP). Evaluaron que la cantidad y naturaleza de los nutrientes (nitrógeno), carbono y microelementos en el medio de crecimiento.	(Khelifi, 2009)
Hongo no lignolítico <i>Myrothecium sp.</i>	100%-10 horas	IC. 50 mg/L Mecanismo oxidación de tinte Oxidoreductasa bilirrubina oxidasa (BOX)	(Zhang, 2007)
Hongos ligninolíticos <i>Trametes modesta, Trametes hirsuta, Trametes versicolor y Sclerotium rolfsii</i>		Índigo. Enzima lacasa. <i>Trametes modesta</i> reportó la mayor decoloración. pH 4.5	(Nyanhongo, 2002)

3.3. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS ANAEROBIOS PARA REMOCIÓN DE COLOR ÍNDIGO E ÍNDIGO CARMÍN

3.3.1. Bacterias

Fischer-Colbrie et al. (2005) evaluaron la degradación anaerobia de una mezcla de microorganismos, con acetato e índigo carmín como fuentes de carbono. La degradación fue evaluada con una concentración de índigo de 150 mg/L. En la Figura 3.2, se puede observar el mecanismo de degradación.

Manu y Chaudhari, (2003), observaron los efectos de alcalinidad total, el potencial de óxido-reducción en la remoción de color y DQO en condiciones anaerobias sub-mesofílicas, evaluadas en un reactor *batch*, a través de un mezcla de cultivo bacterial, empleando agua residual sintética de una empresa de algodón. El estudio analizó dos tipos de tintes: tina (azul, índigo) y tintes azo (azul reactivo H3R y rojo reactivo HE7B). Los tiempos de retención hidráulica fueron: 10 días para tintes azo, y 5 para tintes tina, con una concentración de tinte inicial de 100 mg/L. Con tintes tipo azo se lograron porcentajes de remoción para la DQO de 95% y tintes azo 98-99%. Con tinte índigo la remoción para la DQO fue del 90% y para el tinte del 95%, confirmando lo pertinente de los reactores semi-continuos para la degradación de compuestos recalcitrantes, como los azo y tintes de tina.

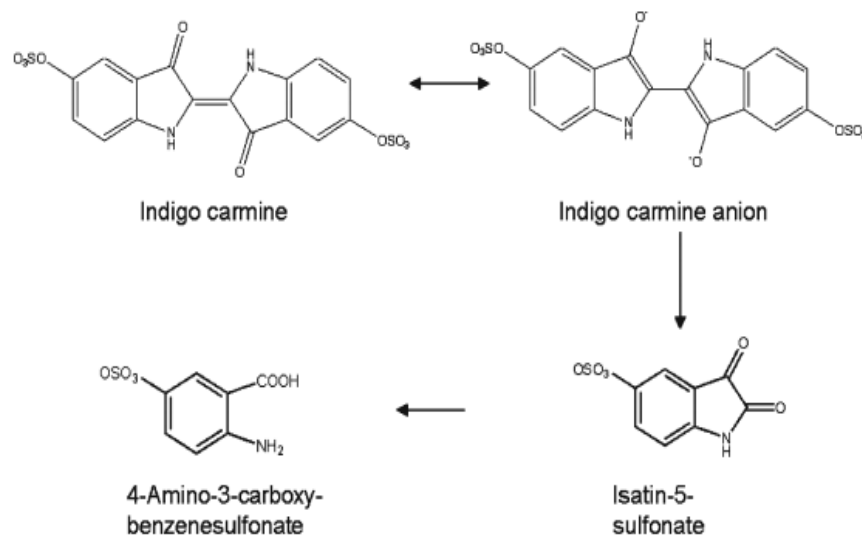


Figura 3. 2. Mecanismo propuesto de la ruta de degradación de índigo carmín

Chen et al. (2003) evaluaron la efectividad de seis cepas aisladas a partir del lodo del lago en Hsinchu, Taiwán, y del lodo de una planta de tratamiento de agua residual en Miaoli, Taiwán, para degradar 24 tintes, entre ellos azul ácido 74 o índigo carmín. La bacteria *Aeromonas hydrophila* fue seleccionada e identificada por ser la que reportó superior velocidad de remoción para los 24 tintes, para índigo carmín después de 1 día de incubación se obtuvo una remoción del 60+/-2% y en 7 días una remoción del 84+/-3% con una concentración de tinte de 100 mg/L. Las cepas aisladas fueron cultivadas en condiciones anóxicas, pero los perfiles bioquímicos y fisiológicos de *Aeromonas hydrophila* reportaron crecimiento aeróbico y anaeróbico.

En la Figura 3.3, se mencionan algunos factores que intervienen en la biodegradación de colorante índigo.

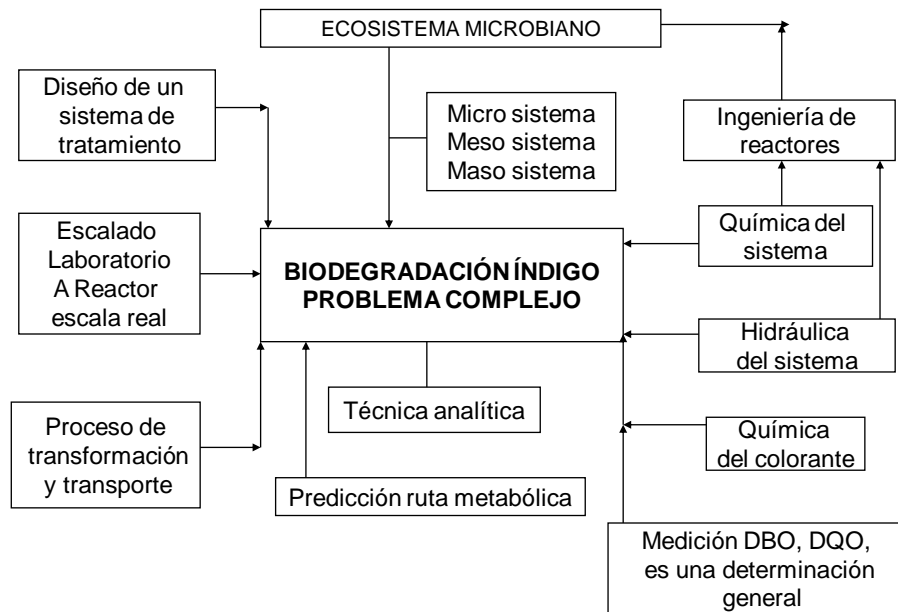


Figura 3. 3. Diagrama explicativo de factores que intervienen en la biodegradación de colorante índigo.

Existen tecnologías físico-químicas, químicas, físicas y biológicas para el tratamiento de agua residual textil con índigo. La elección del tratamiento está en función de la calidad de agua del efluente, el uso, los costos de la tecnología, ventajas y desventajas. Los tratamientos no biológicos aplicados al tinte índigo, aunque presentan excelentes resultados de remoción, carecen de, estudios económicos, estudios de transferencia de contaminación y muchos resultados a escala de laboratorio no han sido utilizados a escala piloto, por lo que muchos factores que intervienen en una escala mayor no han sido evaluados. Los sistemas de tratamiento que utilizan microorganismos son capaces de degradar los tintes recalcitrantes hasta mineralizarlos. La efectividad de estos tratamientos depende de la supervivencia y adaptabilidad de los microorganismos durante el proceso de tratamiento. Los tratamientos biológicos han sido más frecuentemente escalados y cada vez más se dirigen a las células inmovilizadas con consorcios microbianos. En la tabla 3.6, se resumen algunos tratamientos biológicos aerobios y anaerobios, evaluados a escala piloto, de efluentes textiles para remoción de color índigo (Quintero y Cardona, 2010).

Tabla 3. 6. Tratamientos biológicos de efluentes textiles para remoción de color índigo.

Tipo de biorreactor	Volumen	Tiempo	Concentración	HRT (d)	Microflora	Remoción DQO	Remoción color	Referencias
Batch-aerobio	0.25 L	96 h	20 mg/L	4	<i>Chrysosporium ph</i> , <i>Philineus gilvus</i>	100	-	(Doralice y Regina, 2001)
CSTR/FFB-aerobio	2.2 L	96 h	WLR (g/L*d) = 0.29	4	Lodos activados, PTAR textil	97.5	97.3	(Khelifi, et al. 2008)
CSTR aerobio	0.7 L	96 h	WLR (g/L*d) = 0.92	4	Lodos activados, PTAR textil	80	75	(Khelifi, et al. 2008)
FFB aerobio	1.5 L	96 h	WLR (g/L*d) = 0.09	4	Lodos activados, PTAR textil	77	80	(Khelifi, et al. 2008)
Batch-anaerobio	5 L		100 mg/L	5	Biomasa tanque de sedimentación primaria, PTAR doméstica	95%	85-90%	(Manu, B. y Chaudhari, 2003)

Los tratamientos biológicos aeróbicos convencionales son reconocidos por sus bajos costos, viabilidad y capacidad para reducir DBO y DQO. (Kornaros y Lyberatos, 2006), (Forgas, et al., 2004), (Balan y Monteiro, 2001). Los procesos aeróbicos han sido recientemente usados para el tratamiento de aguas residuales textiles y se confirmó que son eficientes, efectivas, para el tratamiento de agua residual industrial (Sudarjanto et al., 2006), (Sandhaya et al, 2005), (Buitrón y Moreno, 2004). En Khelifi, et al. (2008), fue evaluado una secuencia de reactores continuos aerobios para decoloración de índigo, sin embargo, en este estudio se desea continuar con la investigación de decoloración de índigo pero se propone la utilización de una tecnología no convencional para eliminar los problemas de desprendimiento de biomasa por el fenómeno de lavado, sujeto a la carga y al TRH, a través de la utilización de un reactor trifásico de lecho fluidizado con biomasa adherida.

CAPÍTULO 4: BIOFLUIDIZACIÓN TRIFÁSICA

4.1. GENERALIDADES

En este apartado se mencionan algunas consideraciones biológicas claves para el diseño y operación de biorreactores de tres fases fluidizado en general, un análisis exhaustivo está fuera del alcance de este estudio.

Un proceso de lecho fluidizado corresponde a un sistema de agua residual bombeada a través de un lecho de soporte sólido a la velocidad de fluidización, que es a una velocidad donde las partículas de soporte se ponen en permanente contacto con las otras fases. En el estado fluidizado las partículas proveen una gran superficie para el crecimiento de la biomasa adherida y alcanza una concentración de biomasa en el rango entre 10 y 40 kg/m³ (Cooper and Sutton, 1983). Como la biomasa crece, el diámetro de las partículas incrementa y la densidad efectiva disminuye. La altura del lecho es controlada para prevenir pérdida de material. Una parte del efluente tratado es enviado para posteriores tratamientos o descargados en los receptores de agua. La fluidización es lograda por el reciclo del efluente mezclada con el influente fresco. El agua residual es oxigenada por aire u oxígeno puro dentro o afuera del reactor.

La fluidización de tres fases tiene muchas ventajas, mejora la transferencia de masa, mejora el mezclado de sólidos y líquidos, previene las obstrucciones y tiene otras ventajas comentadas en la Tabla 4.1, en comparación con lechos empacados y biorreactores de células suspendidas. La inmovilización de células en partículas evita el lavado de biomasa incluso a velocidades de flujo relativamente alto, a diferencia de la situación en reactores de células suspendidas las limitaciones de la tecnología se enumeran en la Tabla 4.2. Los aspectos favorables de la biofluidización de tres fases superan a menudo los negativos y ha motivado el desarrollo de muchas aplicaciones, especialmente en el tratamiento de aguas residuales (Yang, 1998). Existen numerosos ejemplos del escalado de reactores trifásicos para el tratamiento de aguas residuales (Fan, 1989).

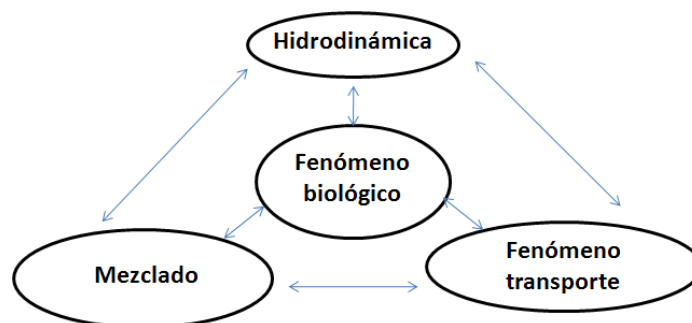
Tabla 4. 1. Ventajas de los bioreactores de tres fases.

Ventajas	Referencias
<p>Células inmovilizadas</p> <ul style="list-style-type: none"> • Resultados de mayor densidad celular. • No existe lavado de biomasa a alta tasa. • Puede eliminarse la necesidad de reciclo. 	<p>Andrews y Przedziecki, 1986; Kargi y Toprak, 1994</p>
<p>Mayor estabilidad</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tolera períodos de tiempo de inactividad. • Menos afectado por cargas de materiales tóxicos (sin lavado de partículas adsorbentes). 	<p>Livingston y Chase, 1991; Yongming et al.,1993.</p>
<p>Partículas fluidizadas libremente</p> <ul style="list-style-type: none"> • El gas es dispersado fácilmente y no hay obstrucción durante la fermentación. • Posibilidad de añadir o quitar cuarta fase para el retiro de productos. • Puede utilizar las partículas más pequeñas de lechos de relleno, para mejorar la transferencia de masa intrapartícula. • Baja caída de presión. 	<p>Andrews y Przedziecki, 1986; Qureshi y Maddox,1988; Davison y Scott, 1992; Lazarova et al., 1994.</p>
<p>Flexibilidad operacional</p> <ul style="list-style-type: none"> • Puede tratar alta carga de agua residual a baja tasa o agua residual diluída a alta tasa. 	<p>Borja y Banks, 1994.</p>
<p>Simplicidad mecánica</p> <ul style="list-style-type: none"> • Construcción simple. • Fácil mantenimiento. • Bajo costo de capital. 	<p>Siegel y Robinson, 1992; Kargi y Toprak, 1994; Merchuk et al., 1994.</p>

Tabla 4. 2. Limitaciones de los bioreactores de lecho fluidizado trifásico.

Desventajas	Referencias
Datos y modelos insuficientes. <ul style="list-style-type: none"> • Difícil escalado. • Datos escasos a partir de fermentaciones actuales. 	Davison, 1989; Schügerl, 1989; Siegel y Robinson, 1992.
Indeseable estratificación de partícula. <ul style="list-style-type: none"> • Afecta la concentración del sustrato a la cual la biomasa está expuesta. 	Andrews y Przedzicki, 1986; Lele y Joshi, 1992.
Velocidad de aireación afecta la agitación. <ul style="list-style-type: none"> • Velocidad de reciclo puede ser variada. 	Merchuk et al., 1994.
Potencialmente más baja densidad celular que en lechos empacados. <ul style="list-style-type: none"> • Productividad volumétrica más baja. 	Shu y Yang, 1996.

Las diversas aplicaciones biológicas de reactores de fluidización de tres fases se encuentran en etapas diferentes de desarrollo, pero comparten consideraciones similares en sus procesos como resultado de la compleja interacción entre los sistemas biológicos y la hidrodinámica del reactor, características de mezcla y fenómenos de transporte. La interrelación se observa en la Figura 4.1. La reacción biológica es el objetivo del proceso, por lo tanto el efecto de las características de los reactores en la biocinética y viceversa son fundamentales para el diseño y operación de un biorreactor trifásico de lecho fluidizado (Yang, 1998).

**Figura 4. 1. Las relaciones entre fenómenos biológico, hidrodinámico, mezclado y transporte en bioreactores de lecho fluidizado trifásico.**

4.2. DINÁMICA DE LA FORMACIÓN DE LA BIOPELÍCULA

En este apartado se mencionan los aspectos y las condiciones de la formación de biopelícula, que son importantes comprender para el conocimiento de la complejidad de estos sistemas.

4.2.1. Formación de la biopelícula

Para la formación de biopelícula, inicialmente se logra una acumulación microbiana precedida de la adsorción de una capa delgada de macromoléculas orgánicas en la superficie de adhesión; a veces, comprende también metálicos hidróxidos u óxidos y polvos minerales muy finas (Chamberlain, 1992). Los microorganismos en suspensión en el líquido se transportan, por difusión, convección o movilidad propia, a la superficie inicialmente limpia. Una vez en la superficie sólida, la adhesión irreversible se ve favorecida por la formación de puentes de polímero, entre la capa adsorbida de macromoléculas y los biopolímeros excretados por los microorganismos (Characklis y Marshall, 1990).

El período de latencia de la biopelícula incluye la adsorción de la película más la primera fase de fijación microbiana; luego, comienza el crecimiento exponencial de la biopelícula. El mecanismo de transferencia de masa desempeña un papel importante en el transporte de oxígeno disuelto, nutrientes y sustratos (oxígeno, azúcares, ácidos orgánicos, etc.) a los microorganismos en la superficie sólida, proporcionándoles los elementos esenciales para su metabolismo. Como resultado, se presenta un aumento de la masa de la biopelícula, por medio del crecimiento y la multiplicación de los microorganismos, junto con la producción de la matriz polimérica. A partir de un cierto espesor, el metabolismo microbiano dentro de la capa biológica puede llegar a ser limitada por la resistencia interna a la transferencia de masa de los sustratos y, también, por el hecho de que los microorganismos que se encuentran cerca de la interfaz de biomasa-líquido tenderán a consumir la mayor parte del sustrato, antes de llegar a la zona interior de la biopelícula. Al mismo tiempo, los productos de metabolismo microbiano se realizan fuera de la biopelícula (Cabral et al., 2001).

La estructura y la actividad biológica de las películas microbianas dependen de la historia de su formación, incluyendo no sólo las características específicas de las poblaciones microbianas que participan en este proceso, sino también de los efectos de los parámetros ambientales, tales como la velocidad del líquido, temperatura, pH, la naturaleza, concentración del sustrato y las propiedades de la superficie (Bott, 1995; Characklis y Marshall, 1990). El desarrollo de la

biopelícula se favorece cuando la temperatura y el pH son óptimos para el crecimiento microbiano. El pH es particularmente afectado por los productos metabólicos excretados por los micro-organismos en la capa biológica (Cabral et al., 2001).

La velocidad del líquido en contacto con la biopelícula es un parámetro importante que afecta la dinámica de su desarrollo y estructura. En un flujo turbulento y velocidades más altas las biopelículas son más delgadas; sin embargo, la transferencia de masa de los nutrientes a la superficie de la biopelícula incrementa con la velocidad de manera lineal, las fuerzas hidrodinámicas de desprendimiento tienen un fuerte impacto, ya que son proporcionales al cuadrado de la velocidad. Sin embargo, algunos experimentos, llevados a cabo con agua a velocidades por debajo de 1 m/s, mostraron un aumento del espesor de la biopelícula con la velocidad, lo que significa que, en algunos casos, la transferencia de masa del sustrato fue el proceso de control de la tasa de crecimiento de la biopelícula (Bott, 1995). Estas situaciones son generalmente favorecidas por bajas concentraciones de sustrato en el líquido. La velocidad del líquido también tiene un efecto significativo en la estructura de la biopelícula. Christensen y Characklis (1990) reportaron un aumento lineal de la densidad de la biopelícula (masa seca por unidad de volumen húmedo) con el esfuerzo cortante. Vieira et al. (1993) midieron densidades de 14 kg/m^3 y 21 kg/m^3 , para velocidades de agua de 0.34 m/s y 0.54 m/s, respectivamente.

Las biopelículas formadas a velocidades bajas, en condiciones sin turbulencias, pueden ser muy gruesas, evitando que los sustratos lleguen a las zonas internas, disminuyendo la consistencia de la biopelícula. En estos casos, existe una alta probabilidad de que ocurra el desprendimiento de la biomasa, resultando en una operación inestable para el reactor (Cabral et al., 2001). Hermanowicz (1999), usando modelación de dos dimensiones, predijo que el esfuerzo cortante y las concentraciones de sustrato mayores conducen a capas más compactas y una disminución en la velocidad del líquido resulta en una estructura de la biopelícula con protuberancias extendidas desde la biomasa hacia el flujo líquido. En la Figura 4.2, se muestra una representación esquemática de los pasos cíclicos que participan en la formación de una biopelícula activa.

4.2.2. Actividad biológica

La actividad biológica es considerada como la velocidad a la cual la biopelícula metaboliza sustratos y nutrientes. Básicamente, esto depende de la naturaleza y concentración de los microorganismos presentes en la biopelícula, la composición química y las propiedades de

transferencia de masa del fluido que rodea la estructura física de la biomasa. Este último también se ve afectada por las condiciones ambientales, incluyendo la hidrodinámica, las propiedades de la superficie y la morfología (Cabral et al., 2001).

La distribución y el estado metabólico de los microorganismos en una biopelícula es un aspecto sensible en términos de su desempeño. Si el consumo de sustrato en la parte superior de la biopelícula y/o la red polimérica ofrece resistencia a la transferencia de masa, la concentración de sustrato disminuye en las zonas internas, lo que significa que la bacteria, en aquellas zonas, será capaz de sobrevivir con los alimentos residuales, o cambia su metabolismo y consume otros compuestos existentes en el líquido (que puede corresponder al desarrollo de nuevas especies o cepas) (Cabral et al., 2001). Se ha demostrado que en una biopelícula gruesa sólo una pequeña parte de su masa es activa en metabolizar un determinado sustrato (Trulear, 1980; Capdeville et al., 1992). Trulear (1980) encontró que una sola especie alimentada con glucosa, obtuvo una tasa de consumo de sustrato de $2 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{min}$, igual en espesores de 25 y 100 μm . Capdeville et al. (1992) mostraron que la biomasa activa en las biopelículas aeróbicas, a diferentes concentraciones de sustrato, es la misma (alrededor de $0,1 \text{ mg/cm}^2$). Hamdi (1995) definió un diámetro crítico para flóculos y biopelículas, sobre el cual habrá zonas inactivas dentro de la biomasa. En algunos casos, la actividad de las biopelículas depende de las concentraciones relativas de diferentes sustancias en el líquido (Cabral et al., 2001).

4.2.3. Desprendimiento de biopelícula

El desprendimiento de la biopelícula, el transporte de la interfase de la biomasa desde la biopelícula microbiana a la fase líquida, ha sido generalmente atribuido a cuatro diferentes procesos (Characklis, 1990), el consumo de bacterias desde la superficie de la biopelícula por protozoos), desprendimiento (la pérdida periódica de grandes partes de biopelícula), erosión (la continua remoción de pequeñas partículas desde la superficie de la biopelícula, principalmente causado por el estrés cortante del líquido) y la abrasión (análoga a la erosión, pero causada por colisión de partículas. Entre los mecanismos que controlan el desempeño de la biopelícula, el desprendimiento es uno de los menos comprendidos. La velocidad de desprendimiento de la biopelícula es una función complicada de muchas variables, incluyendo la hidrodinámica del flujo líquido, la morfología de la biopelícula y las características del soporte (Nicoletta, et al., 2000).

La competencia entre el crecimiento de la biopelícula y los fenómenos de desprendimiento

conducen a un equilibrio final, que, a veces, se considera estado pseudo-estacionario, representado en un máximo espesor promedio (sujeto a fluctuaciones debidas al desprendimiento periódico) (Cabral et al., 2001). En estado estacionario, el balance entre crecimiento de biopelícula y el desprendimiento determina la estructura física de la biopelícula y así mismo las características de fluidización y sedimentación.

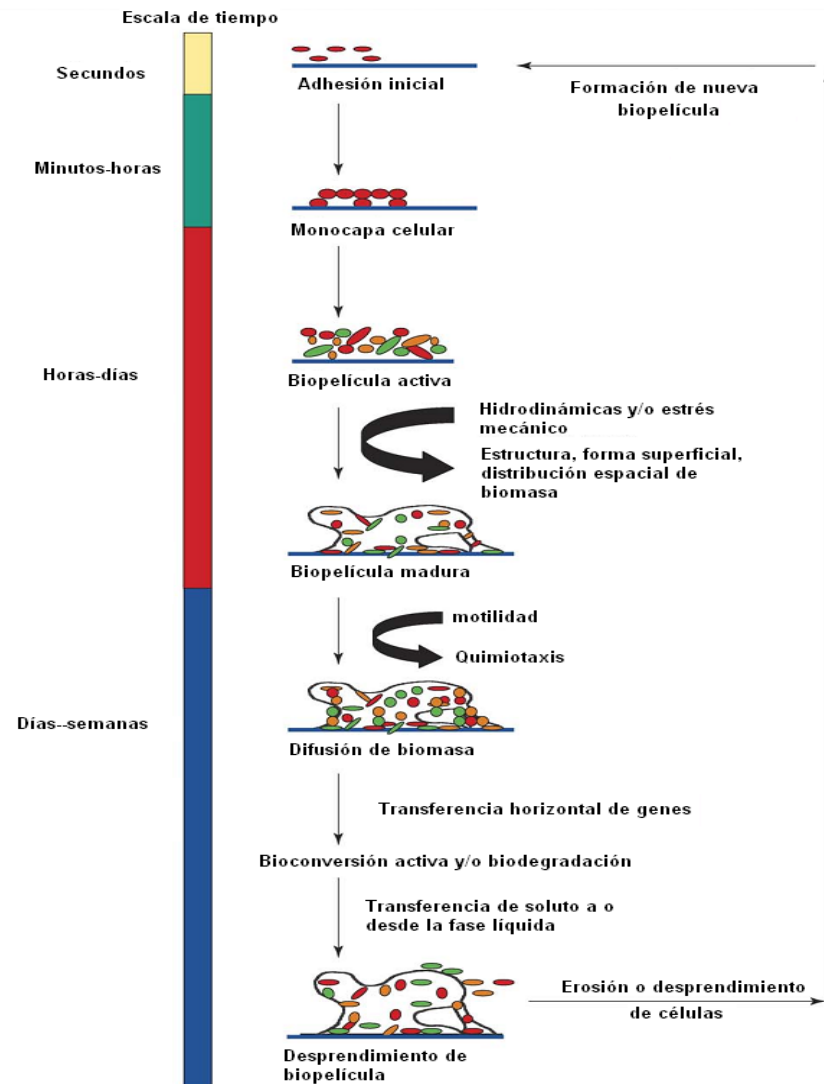


Figura 4. 2. Representación esquemática de los pasos cíclicos que participan en la formación de una biopelícula activa.

Las células inicialmente se agrupan por interacciones físico-químicas o secreción extracelular de proteínas de la matriz para formar una monocapa de células. Las células proliferan en la monocapa y forman una biopelícula activa. Los procesos de formación y desprendimiento de las células se repiten en un ciclo, lo que permite un mayor desarrollo de biopelículas similares, que puedan servir para alcanzar nuevas dimensiones, como resultado de las

influencias del medio ambiente. Tomado y modificado de (Rajbir, 2006).

4.2.4. Biopelícula vs. Biomasa suspendida

La principal ventaja de los reactores de biopelícula sobre los sistemas de biomasa suspendida es que los primeros son capaces de retener mucho más biomasa, 10 veces más, por unidad de volumen del reactor, reduciendo sustancialmente el lavado lo que permite un funcionamiento más estable con una concentración mayor de biomasa. Como consecuencia, la inversión en equipos de aguas para separación líquido-sólido es mucho menor, los reactores son más compactos y ofrecen una mayor flexibilidad en términos de las condiciones hidrodinámicas de operación (diferentes tasas de flujo o tiempos de residencia hidráulico pueden ser elegidos sin el riesgo del lavado de la biomasa). La estructura de la biopelícula favorece la matriz de la resistencia de sus células microbianas, no sólo a los choques hidráulicos, sino también a sustancias tóxicas que pueden entrar en el reactor con la corriente líquida (Cabral et al., 2001).

4.3. PROCEDIMIENTO GENERAL PARA EL DESARROLLO DE REACTORES DE LECHO FLUIDIZADO

Muchos factores afectan la operación óptima de los reactores de lecho fluidizado, incluyendo, hidrodinámica, transferencia de calor y de masa, entre partículas y en el interior de las partículas y la compleja cinética de la reacción. El diseño del reactor de lecho fluidizado sigue las pautas generales de los procesos de reactores multifase. Krishna (1994) y Jazayeri (1995) desarrollaron una línea general de procedimiento para el desarrollo de estos procesos. El diseño de los procesos puede ser descrito considerando varios factores como se ilustra en la Figura 4.3.

El diseño de reactores de lecho fluidizado requiere comprender la reacción química. El conocimiento esencial para el diseño ingenieril puede incluir la reacción cinética, conversión o rendimiento, selectividad, termodinámica y parámetros de procesos (temperatura y presión de operación). La información de la cinética intrínseca es un elemento esencial en el análisis del reactor. Los datos cinéticos pueden ser obtenidos en el rango de temperaturas de las condiciones de operación del reactor. Muchas veces la cinética de la reacción es obtenida a partir de reactores de lecho fluidizado de diferentes tipos. En cada caso, los parámetros intrínsecos son diferentes (Jiang et al., 2003).

Como se muestra en la Figura 4.3, los estudios hidrodinámicos son esenciales. Muchos estudios suministran información del modelo de flujo básico, mezclado, comportamiento entre partículas, transferencia de calor y de masa, para un diseño específico de lecho fluidizado. La estabilidad operacional también es examinada y es el objetivo de este estudio. En general, los reactores de lecho fluidizado comprenden reacciones específicas en cada estudio progresivo, al incrementar la escala del reactor, desde banco a demostración, además de modelos que incorporan los procesos cinéticos y de transporte (Jiang et al., 2003).

A partir de la figura 4.3, el presente estudio desarrolló dos líneas de investigación para el logro de unidades comerciales de RTLF. La primera línea corresponde al desarrollo de catalizadores, a través del estudio de bacterias con potencial degradativo. Y la segunda línea en paralelo, implica las experiencias de operación y el diseño de una unidad experimental, para el tratamiento de agua residual industrial textil.

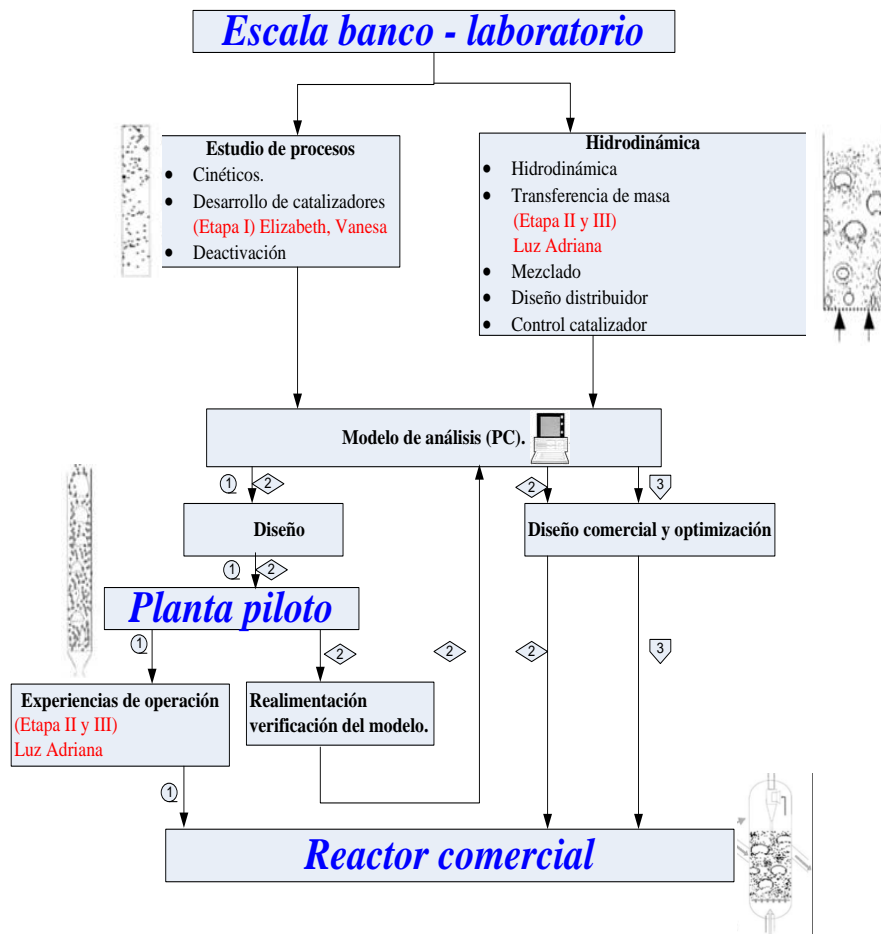


Figura 4. 3. Diagrama esquemático del desarrollo de reactores de lecho fluidizado

CAPÍTULO 5: MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. ESCALA DE LABORATORIO

La escala de laboratorio fue desarrollada en los laboratorios de microbiología industrial y en el laboratorio de Biorremediación y desarrollo tecnológico de la Universidad Nacional, Sede Medellín. Tanto la escala de laboratorio como la escala piloto fueron llevadas a cabo en paralelo.

5.1.1. Muestreos y aforo de aguas residuales

A través de un muestreo puntual programado, teniendo en cuenta los siguientes factores durante el proceso de teñido de tela índigo: tiempo del proceso productivo, carga, concentración de color índigo y caudal, se obtuvieron muestras del efluente del proceso de lavado de la planta de teñido de índigo. Se seleccionaron 3 horas de muestreo para la verificación de datos, las cuales fueron determinadas por la empresa *Textiles Fabricato Tejicóndor S.A.*, durante la máxima operación de la planta de teñido de índigo. Las muestras fueron recolectadas con dos propósitos; caracterización biológica y físico química, y obtención de muestras de sedimento, para el aislamiento de bacterias nativas del efluente. Las muestras de líquido tomadas fueron puntuales y la recolección para el estudio se realizó en la descarga que sale de la tubería, con las siguientes características: visible, de fácil acceso, abierto, sin colector y en un sitio de mezcla completa. La fuente receptora de la descarga es el alcantarillado municipal. Las muestras de sedimento se tomaron en el canal de descarga. El caudal de descarga fue registrado por un rotámetro. Se enjuagaron dos veces los envases de recolección, se rotularon las muestras y fueron conservadas a una temperatura de refrigeración (4°C), disponiendo para ello de hielo seco. Se siguieron los procedimientos de manipulación y preservación de las muestras necesario para los análisis biológico, físico-químicos (APHA, 1998) y para el aislamiento.

5.1.2. Aislamiento de cepas

A. Colorantes y químicos

El tinte C.I. Vat Blue 1, color índigo, de fórmula química $C_{16}H_{10}N_2O_2$, la estructura molecular se muestra en la Figura 5.1, C.I. No. 73000, CAS No. 482-89-3; fabricado por *INDIGO_ASH_PACIFIC*, fue proporcionado por la industria textilera *Fabricato*, Medellín, Colombia. Los tensoactivos se muestran en la Tabla 5.1.

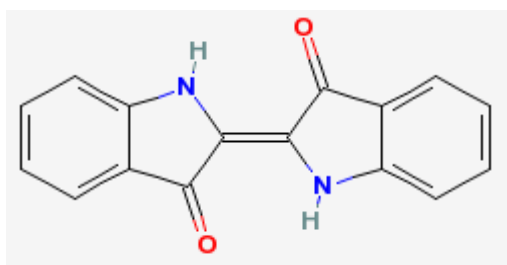
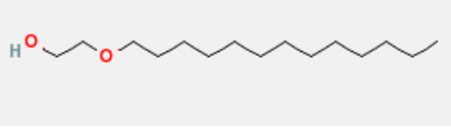
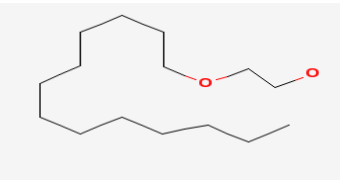


Figura 5. 1. Estructura molecular del color índigo

Surfactante (A) Alcohol ceto estearílico de 23 moles de óxido de etileno, de fórmula química $C_{34}H_{72}O_2$, surfactante (B) Alcohol tridesílico de 6 moles de óxido de etileno; y surfactante (C) NOVASINTEX DS SS fueron proporcionados generosamente por Colorquímica S.A, Medellín, Colombia.

Ditionito de Sodio fue de Químicos JM, Medellín, Colombia. Los componentes del medio de cultivo fueron adquiridos del Laboratorio de Microbiología Industrial, Universidad Nacional, Medellín, Colombia.

Tabla 5. 1. Características de los tensoactivos.

NOMBRE TENSOACTIVOS	CARACTERÍSTICAS
A Alcohol ceto estearílico de 23 moles de óxido de etileno	Alcohol lineal etoxilado, fórmula general $RO(CH_2-CH_2-O)_N-H$
B Alcohol tridesílico de 6 moles de óxido de etileno	 
C NOVASINTEX DS SS	Dispersante. Es un producto auxiliar de tintura con propiedades de coloide protector,

	dispersante y secuestrante de iones calcio en tinturas con colorantes directos, dispersos, sulfurosos, tinas, etc.
--	--

B. Medio de cultivo

Se preparó el medio de crecimiento BH Bushnell Haas broth, (pH 7.0 a 25°C) con los siguientes reactivos en mg/L: MgSO₄, 200; K₂HPO₄, 1000; CaCl₂, 20; FeCl₃, 50; NH₄2NO₃, 1000. El medio no contiene fuente de carbono orgánica; por lo tanto, en el proceso de elaboración del medio de cultivo, se adicionó el color índigo (contaminante) al 1% y 10% V/V, y se preparó en medio sólido y medio líquido. El índigo y el medio suplementado fueron mantenidos a 121°C y 15 psi, en autoclave, durante 15 minutos, y luego inoculados con la muestra de efluente. Los microorganismos nativos del efluente industrial crecieron en los medios, utilizando el índigo como fuente de carbono y energía.

C. Bacterias para decoloración de efluente textil

Las muestras de líquido y sedimento tomadas del efluente fueron usadas para desarrollar el consorcio microbiano nativo capaz de decolorar tinte índigo. Las muestras fueron conservadas en Glicerol al 20 % en una proporción 1:1 (muestra: glicerol), a una temperatura de -20°C. Se realizaron diluciones seriadas con técnicas estériles de dichas muestras hasta 10⁻³ en medio BH suplementado al 1% y 10% V/V con índigo, y a tres valores de pH; 7,9 y 11 cada stock fue ajustado con Hidróxido de Sodio. El tinte índigo fue adicionado al medio, después de la esterilización de dos formas. La primera a través de un filtro de tamaño de poro de 0.22 micras, y en la segunda la fuente de carbono fueron mantenidos a 121°C y 15 psi, en autoclave, durante 15 minutos. Estas muestras fueron mantenidas en medio aerobio a una agitación constante de 130 rpm y a una temperatura de 30°C, por dos semanas. Los tubos se examinaron diariamente y fueron comparados con un blanco que no contenía inóculo. Las diluciones 10⁻¹ y 10⁻² fueron cultivadas por dispersión en medio sólido BH, alrededor de 10 días, utilizando 20% de agar para la siembra en placa. Este procedimiento se realizó por triplicado y se monitoreó el crecimiento a las 48 y 72 horas. A partir de las placas, se inocularon por el método de siembra de dispersión 2 µl/placa y se realizó una siembra en placa, para lograr una disminución de densidad y diferenciación morfológica.

D. Aislamiento y caracterización

Con los cultivos obtenidos se realizó el aislamiento de cepas, usando siembra en francés a partir del crecimiento en placa de cuatro cepas, a pH 7, suplementado con índigo filtrado. Se tomaron las colonias aisladas para aumentar su densidad poblacional y realizar su caracterización morfológica a través del test tinción de Gram. Se realizó el montaje de la cepa, el control positivo y el control negativo en cada porta objeto. Las cepas aisladas fueron guardadas en glicerol al 20%.

E. Ensayos de decoloración

Las cepas aisladas crecieron en los medios y las condiciones de cultivo descritos por períodos de tiempo establecidos a través de la experiencia. Las muestras fueron centrifugadas durante 15 min a 8000 g y la lectura de la absorbancia fue realizada usando un espectrofotómetro a una longitud de onda máxima de 650 nm sugerida para el color índigo, y utilizando agua destilada como blanco. Se utilizó el sobrenadante para la determinación de la decoloración. Se realizó una curva de calibración requerida por el experimento con el agua residual sintética de concentración inicial conocida.

5.1.3. Evaluación de consorcio

A. Medio de cultivo

Se preparó el medio de crecimiento BH Bushnell Haas broth, (pH 7.0, a 25°C). El medio no contiene fuente de carbono orgánica; por lo tanto, en el proceso de elaboración del medio de cultivo, se adicionó como fuente de carbono el color índigo sintético preparado en baño tina y tres surfactantes. Las concentraciones de los componentes en el efluente sintético variaron en los experimentos realizados, hasta lograr una afinación de la formulación del efluente sintético. Las mejores relaciones utilizadas en los últimos ensayos que cumplían con las características del efluente real fueron ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) 150 mg/L, surfactantes (A) 16 mg/L, (B) 12 mg/L, (C) 12 mg/L e índigo a 50 mg/L. El efluente sintético fue utilizado en los experimentos en medio sólido y medio líquido. El efluente y el medio suplementado fueron mantenidos a 121°C y 15 psi, en autoclave, durante 15 minutos.

B. Selección de cepas con mejor actividad de decoloración

Los *stocks* utilizados fueron reactivados en medio sólido Luria-Bertani (LB), durante un periodo de 24 a 48 horas. Se tomó una azada de cada una de las cepas y fue sembrado en 15 ml de medio BH enriquecido con índigo a 50 mg/L, se incubaron los viales a 30°C y 130 rpm. El número de viales que se incubaron fue igual al número de muestras tomadas, de forma que cada vial se abrió una sola vez. El control no inoculado, fue inoculado también para comprobar la decoloración abiótica del medio de contraste. La eficiencia de decoloración de los aislamientos fue expresada por la Ecuación 1.

Fue seleccionada la longitud de onda máxima del tinte índigo a 670 nm, después de realizar un seguimiento en el espectro visible entre 400 y 700 nm, utilizando agua destilada como blanco, con el espectrofotómetro DR 2700 marca HACH. Los experimentos de decoloración con las cepas aisladas fueron llevados a cabo en discontinuo, por 21 días de tratamiento. En este procedimiento sólo se tomaron dos mediciones a cada una de las cepas, al inicio y al final del proceso. Las medidas de absorbancia se realizaron en el espectrofotómetro, tomando como blanco nuevamente agua destilada; el objetivo del agua destilada, como control fue evaluar el crecimiento bacteriano de cada una de las cepas aisladas y, en el medio sin inóculo indicar los efectos de los componentes en la decoloración; la remoción del tinte en este control fue presentado por precipitación del índigo y adsorción en las celdas. La eficiencia de decoloración de las diferentes cepas fue expresada por la Ecuación 5.1. (Robinson et al., 2001):

$$\text{Decoloracion}(\%) = \frac{(I - F)}{I} \times 100 \quad (\text{Ec.5.1})$$

Donde

I: absorbancia inicial

F: absorbancia del medio decolorado

C. Desarrollo del consorcio

Del ensayo anterior, fueron seleccionados los aislamientos que presentaron los mayores porcentajes de remoción de color, los cuales se nombraron como C1, C2, C3, C4, C5, C6; éstos fueron utilizados para el desarrollo del consorcio. Se cultivó cada una de las cepas en caldo LB, durante 48 h, con el fin de tener una alta concentración celular en un menor tiempo, fue ajustada la concentración celular del inóculo a 1.0 Absorbancia, leída a 540 nm, se agregó 1

ml de cada una de las cepas en un volumen final de 30 ml de caldo BH, enriquecido con índigo a 50 mg/L, posteriormente, fue incubado a 30°C y 130 rpm. Fueron combinadas las cepas con la mejor capacidad de decoloración mostrada en el ensayo anterior, con el fin de potenciar la decoloración. Esta combinación fue realizada a criterio personal del investigador. De esta prueba fue seleccionado el consorcio que pudiese alcanzar el más alto porcentaje de remoción de color. La combinación de las cepas para el desarrollo de los consorcios se presenta en la Tabla 5.2.

Tabla 5. 2. Combinación de cepas para el desarrollo del consorcio.

Consorcio	Cepas
I	C1, C5, C6
II	C1, C4, C5
III	C1, C2, C5, C6
IV	C5, C6

D. Ensayo de biodegradabilidad de los surfactantes en el efluente sintético

Los surfactantes presentes en la solución, por su naturaleza orgánica, representan otra fuente de carbono para las bacterias. Por esta razón, se realizó el siguiente ensayo. Fueron sembradas cada una de las cepas en medio BH enriquecido con cada uno de los surfactantes y en una mezcla de éstos, en medio sólido, a las mismas concentraciones de la preparación del efluente simulado, surfactantes; (A) 16 mg/L, (B) 12 mg/L, (C), 12 mg/L. La medición de crecimiento se realizó de manera cualitativa, por un periodo de 12 días, a temperatura ambiente (25°C).

5.1.4. Evaluación del medio de soporte

El medio de soporte es la fase sólida del reactor biológico de lecho fluidizado, para su elección se evaluó el comportamiento bacteriano de los siguientes materiales:

1. Vidrio residual (poliestireno cristal de alta densidad, transparente, homopolímero obtenido directamente de la polimerización del estireno con Figura 5.2, obtenido a través de una empresa de instrumentos médicos.
2. Plástico reciclado de colores (PEAD polietileno de alta densidad) Foto 5.1.
3. Plástico reciclado (color negro, baja densidad y poroso), adquiridos a través de la planta de reciclaje CODESARROLLO, Medellín, Colombia.

4. Carbón antracita, adquirida a través de arenas industriales, Medellín, Colombia, de forma irregular, rugoso, tamaño de malla 35, tyler No. 32, 0.0197 in, dureza escala de Moh 3.0 y gravedad específica 1.4.

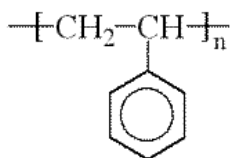


Figura 5. 2. Fórmula del poliestireno (vidrio residual)



Foto 5. 1. Plástico reciclado de colores

El vidrio residual y el plástico reciclado fueron esterilizados en autoclave a 120°C y 15 psi, por 15 min. Dos tipos de experimentos fueron llevados a cabo. El primero de los ensayos se desarrolló impregnando sobre el material de soporte, dispuesto sobre un medio sólido, un pre inóculo en medio BH acondicionado por 15 días, a una agitación y temperatura constantes (130 rpm y 30°C). El segundo ensayo fue desarrollado, agregando al pre-inóculo, desde su momento inicial de cultivo, el material de soporte, a una agitación de 130 rpm y a una temperatura de 30°C constantes durante 15 días y posteriormente se colocaron de un modo estéril sobre el medio BH sólido. La evaluación del material de soporte, con respecto al crecimiento bacteriano, se realizó cualitativamente, a través de la evidencia de crecimiento de células. Para la evaluación de la antracita, fue tomada una mezcla de las 6 cepas aisladas y fue reactivada en medio LB durante 12 h, fue agregada al medio de cultivo, el soporte de inmovilización. La antracita fue lavada en repetidas ocasiones, incinerada a 550° C, por 1 hora, secada a 105° C, y esterilizada en autoclave, a 121°C y 15 psi durante 15 minutos. Se incubó durante 48 h el medio de cultivo inoculado en presencia de antracita. Posterior a este período, se tomaron partículas de soporte y se llevaron a medio LB sólido, para observar el crecimiento sobre y alrededor del soporte.

5.2. ESCALA PILOTO

La escala piloto fue desarrollada en laboratorio de Biorremediación y desarrollo tecnológico y en el laboratorio de hidráulica, de la Universidad Nacional, Sede Medellín.

5.2.1. Colorantes y químicos

Tinte C.I.Vat Blue 1, color índigo, de fórmula química $C_{16}H_{10}N_2O_2$. Surfactante (A) Alcohol ceto estearílico de 23 moles de óxido de etileno, de fórmula química $C_{34}H_{72}O_2$, surfactante (B) Alcohol tridesílico de 6 moles de óxido de etileno y surfactante (C) NOVASINTEX DS SS. El Ditionito de Sodio $Na_2S_2O_4$ y el Hidróxido de potasio KOH, fueron adquiridos en Químicos, JM. La soda cáustica NaOH (utilizada en la reducción del índigo), NH_4Cl , KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , Na_2HPO_4 (utilizados en los medios de cultivo), $CaCl_2$, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, $FeCl_3 \cdot 7H_2O$, la glucosa, el ácido glutámico, el inóculo *Consume Pow* (utilizados en la prueba DBO), Ag_2SO_4 , $HgSO_4$, H_2SO_4 , el estándar de DQO (1000 mg/L), el estándar de dicromato de potasio, (utilizados en la prueba de DQO), fueron adquiridos a través de Probetas y Pipetas.

5.2.3. Descripción de la planta piloto

El diseño experimental, el montaje y la construcción de la planta piloto fueron producto del presente estudio. El sistema piloto está conformado por un reactor de mezcla completa (diseñado y construido para cumplir con la simulación de un baño tina, para la preparación del efluente textil simulado), el fabricante fue Argoneros. El reactor tiene un volumen efectivo de 19 litros, en acero inoxidable con sistema de calentamiento con carcasa externa, regulador de temperatura hasta 80 °C, sistema de agitación con 6 rodetes y 2 palas rectangulares en cada rodete, regulador de velocidad entre 0-316 rpm, alimentación y descarga discontinua (Fotos 5.2 y 5.3). El reactor de baño tina alimenta un tanque de 150 litros, conectado a una unidad para regulación de caudal por gravedad, el cual está unido por un sistema de tuberías y válvulas, a la unidad de lecho fluidizado, cuyo efluente se dirige a un tanque de 150 litros, en el cual se realizó un tratamiento terciario antes de la descarga final de las aguas residuales generadas durante la investigación.

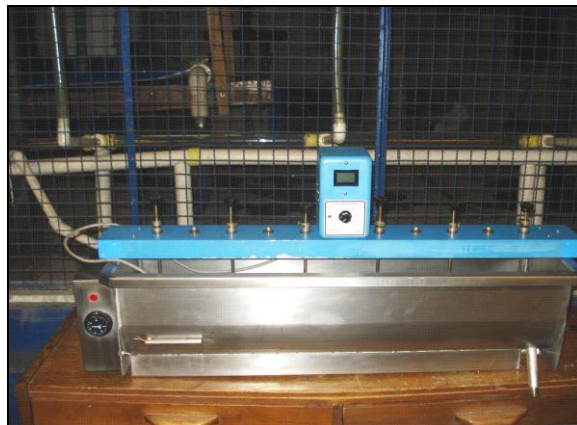


Foto 5. 1. Vista frontal. Reactor de mezcla completa para preparación del baño tina.

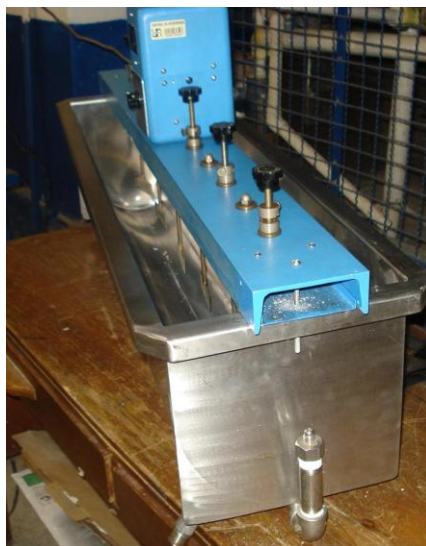


Foto 5. 2. Vista lateral. Reactor de mezcla completa para preparación del baño tina.

5.2.4. Reactor trifásico de lecho fluidizado

El reactor fue hecho de acrílico transparente tiene un volumen efectivo de 16.6 litros. La columna tiene 1.69 m de altura y 5 cm de diámetro interno. La parte superior es un cilindro más amplio que la columna, con una altura de 14.5 cm, diámetro interno de 20.8 cm y un volumen efectivo de 3.5 litros, basado en el volumen de la fase líquida y actúa como cámara de sedimentación del lodo. El volumen efectivo para fluidización es de 3 Litros. Una tubería ubicada lateralmente inyecta el afluente sintético y distribuye ascendentemente a través del reactor. La parte inferior del reactor es un difusor de aire compuesto por una manguera fina simétricamente perforada, a través de la cual el flujo de aire fue igualmente distribuido en el reactor y asciende a través del material de soporte en el que están adheridas las bacterias,

estableciéndose el contacto de las tres fases, sólido (material de soporte y bacterias), líquido (efluente textil) y gaseoso (aire). El material de soporte dentro del reactor ocupa una altura de 3 cm. El flujo de aire proviene de un compresor de 2 hp, el cual está conectado a un sistema de condensación de agua para que el aire deshumidificado fluya hacia un rotámetro (Foto 5.4). En las tuberías de alimentación y de descarga se instalaron unas mallas, para impedir el paso del material de soporte hacia las tuberías (Foto 5.5). En la Figura 5.3 se muestra el diagrama del proceso de la planta piloto.



Foto 5. 3. Montaje piloto del reactor trifásico de lecho fluidizado.

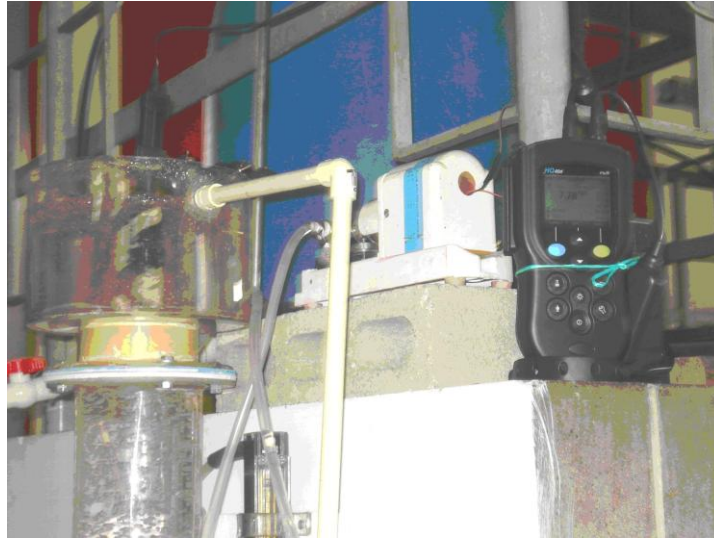


Foto 5.4. Sistema de descarga y sensores.

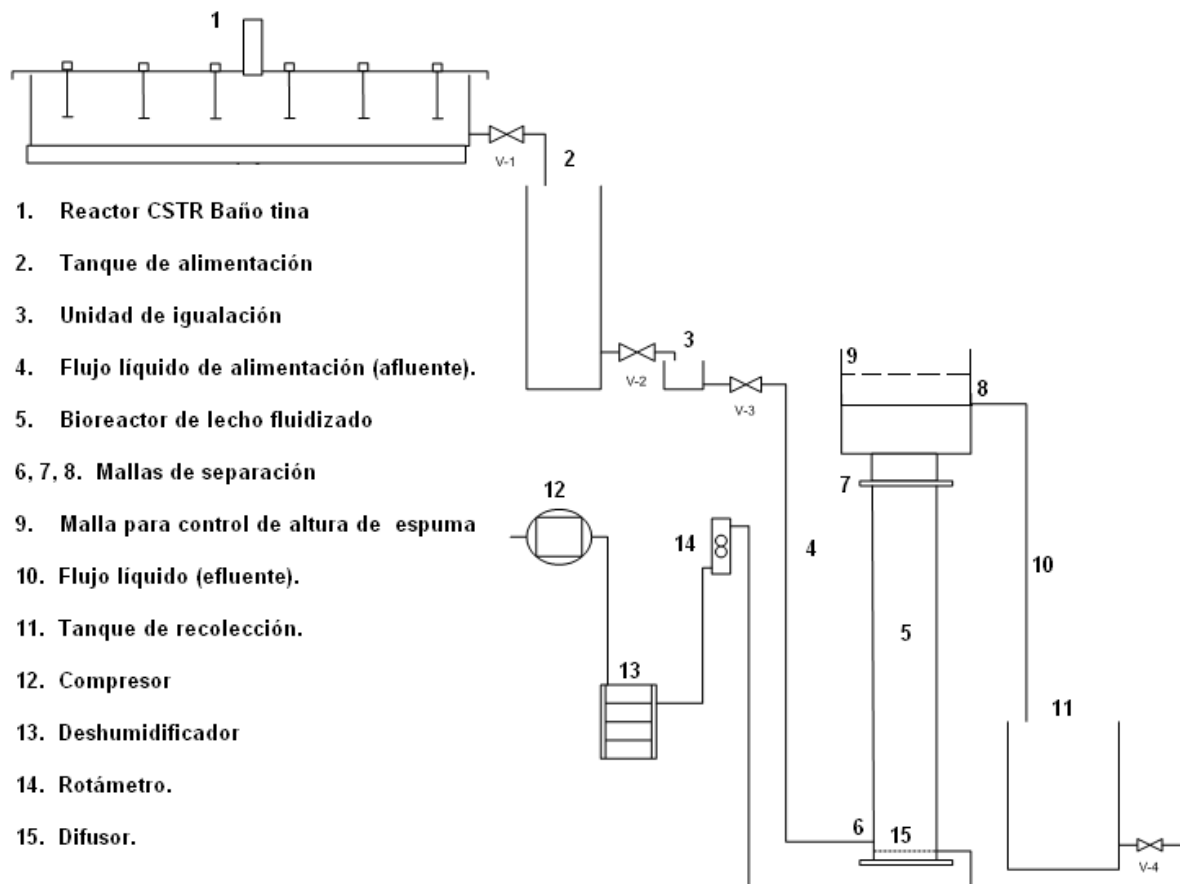


Figura 5.3. Diagrama de proceso de planta piloto.

5.2.5. Preparación del efluente del teñido de índigo sintético

El efluente sintético fue preparado a partir de los parámetros de la descarga y las características de reducción del colorante índigo, cumpliendo con las siguientes condiciones: relación tinte a ditionito, NaOH, dispersantes para baño tina con colorante índigo, temperatura de reducción, carga de reactivos, condiciones finales de potencial de óxido reducción, tinte oxidado en solución, espuma y potencial zeta. La solución de tinte índigo con una concentración de 50 mg/L fue preparada reduciendo el tinte en un medio alcalino con pH de 11, adicionando NaOH; a la mezcla en agitación continua fueron adicionados, surfactantes; (A) 16 mg/L, (B) 12 mg/L, y (C) 12 mg/L, en orden consecutivo, la mezcla fue calentada hasta una temperatura de 70°C y posteriormente a la mezcla fueron adicionados 150 mg/L de Na₂S₂O₄, la temperatura fue mantenida hasta que una coloración amarilla fue lograda, luego fue llevada la mezcla a temperatura ambiente y con agitación continua hasta que un color azul tenue fue logrado. Se realizó monitoreo de los siguientes parámetros, para la preparación del agua sintética: POR, apariencia de solubilidad y OD.

5.2.6. Métodos analíticos

Temperatura, pH y amonio fueron medidos, usando un medidor digital marca Denver (modelo 200); los parámetros OD, POR y la conductividad, fueron medidos usando la sonda multiparámetro marca HACH (HQ40d). Los siguientes parámetros utilizaron métodos colorimétricos, utilizando el espectrofotómetro marca HACH (modelo DR 2700): fósforo reactivo (ortofosfato), por el método 8178 de amino ácido; demanda química de oxígeno (DQO), por el método 8000 de digestión con reactor de dicromato; la absorbancia de color índigo a 670 nm fue medida de acuerdo a los valores de longitud de onda máxima, concentración de color índigo, con curva de calibración; absorbancia de surfactantes a 400 nm y SST (mg/L) con absorbancia a 810 nm. Para el seguimiento de la biomasa, absorbancia a 620, 660, 420, 540 nm) y UFC (Unidades formadoras de colonia); demanda biológica de oxígeno (DBO) por el método de respirometría usando el BOD Sensor System 6, marca VELD SCIENTIFIC; Sólidos totales (ST), sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (SSVLM), sólidos sedimentables (SS), sólidos volátiles totales (SVT), Sólidos disueltos totales (SDT), fueron medidos de acuerdo a los procedimientos del método estándar, APHA, (1998). En la Tabla 5.3 y 5.4 se muestra información de los equipos y del método utilizado para medición de los parámetros.

Tabla 5. 3. Información de los parámetros.

Parámetros	Valor mínimo de detección	Rango	Resolución	Precisión
In situ				
Temperatura	-5.0	-5.0 a 105.0°C	0.1	± 0.3
pH.	-2.000	-2.000 a 20.000	0.001/ 0.01 / 0.1	±0.001
Oxígeno disuelto (OD)	0.00	0.00 a 20.00 mg/L (0 a 200%)	0.01 mg/L	
Potencial de óxido reducción (POR)	-1200 mV	± 1200 mV	0.1 mV	
Sobrenadante				
Conductividad	0.01	0.01 µS/cm a 200 mS/cm	0.01 µS/cm (5 dígitos, máximo)	
Demanda biológica de oxígeno (DBO)	500	500 – 1100 mbar (hPa)		+/- 1 dígito (Δ +/- 3.55 hPa) +/- 1%
Absorbancia (400, 420, 540, 620, 670, 400 nm)	400	400–900 nm	1 nm	± 1,5 nm
Fotométrico		± 3,0 En el rango de longitud de onda 400–900 nm		5 mAbs a 0,0–0,5 Abs / 1% a 0,50–2,0 Abs

Tabla 5. 4. Información de los parámetros.

						Límite bajo	Concentración objetivo	Límite superior
Parámetro	Método No.	Programa almacenado	Método	Rango de concentración	Sensibilidad al cambio de concentración n por 0.010	Intervalo de confianza 95%		
DQO	8000	435	Digestión reactor, HR	20-1500 mg/L DQO	23 mg/L	785	800	815
Fósforo, reactivo	8178	485	Amino ácido	0.23-30.00 mg/LPO ₄ ³⁻	0.20 mg/LPO ₄ ³⁻	10.6	10.7	10.8
Sólidos suspendidos	8006	630	Fotométrico	5-750 mg/L sólidos suspendidos		N/L	N/L	N/L

En la tabla 5.5 se muestran los valores de la validación de los parámetros DBO, DQO y PO₄³⁻; los procedimientos de calibración y validación se describen en el Anexo.

Tabla 5. 5. Validación de los parámetros.

Parámetro	Valor Real	Media / Desviación estándar
Estándar DBO (mg/L)	300.6	240.67 +/- 15.74
Blanco DBO(mg/L)	--	1,87 +/- 1.2
Estándar DQO(mg/L)	300	289.74 +/- 4.97
Estándar PO ₄ ³⁻ (mg/L)	15	15.39 +/- 0.05

5.3. MODO DISCONTINUO

5.3.1. Microorganismos

Diferentes inóculos fueron tomados de la planta de agua residual textil La Cimarrona, Marinilla, Colombia. Estos inóculos se evaluaron con el fin de determinar aquel con mayor capacidad de

adaptación al agua residual industrial textil simulada. Estos inóculos fueron seleccionados por su gran variedad de microorganismos que pueden encontrarse en la biomasa degradante de tintes en el agua residual textil, y por la mezcla de cultivos que ofrecen considerables ventajas sobre el uso de cultivos puros (Khelifi, et al. 2008).

5.3.2. Bioaumentación y bioadaptación

Fue preparado el inóculo con bacterias especializadas para bioaumentación. La mezcla de bacterias fue enriquecida en repetidas ocasiones en discontinuo, en un erlenmeyer de 1000 ml, con agitación continua de 60 rpm, aireación mediante un difusor cerámico y a una temperatura de 25 °C, con un 10% del inóculo, 100 ml. El medio usado para el enriquecimiento y aclimatación contenía 300 mg/L de glucosa, 1.5 ml de solución de NH₄Cl, que corresponde a 15 mg/L de nitrógeno, y 0.11 ml de solución buffer fosfato que contiene KH₂PO₄, K₂HPO₄, Na₂HPO₄, que corresponde a 3 mg/L de fósforo. Las bacterias fueron aumentadas por 7 días con alimentación intermitente, en el octavo día se adicionó 1% de índigo (3 mg/L) y 99% de glucosa (297 mg/L), al noveno día se adicionaron 2% de índigo (6 mg/L) y 98 % (294 mg/L) de glucosa, y así sucesivamente hasta lograr una adaptación de las bacterias al índigo, hasta una concentración de 50 mg/L. En la tabla 5.6 se mencionan las variables que fueron monitoreadas en el período de adaptación del inóculo elegido después del período de bioaumentación.

Tabla 5. 6. Variables en la prueba de bioadaptación.

Variables iniciales medidas	Variables de proceso medidas
pH,	pH
Turbidez	Tiempo
SSV, ST	SST, SVT y ST.
	Absorbancias a 420 nm y 620 nm.

5.3.3. Modo *batch*

Los siguientes ensayos fueron realizados como exploratorios para verificar la posibilidad de decoloración del efluente sintético, tres ensayos fueron realizados con la identificación de las siguientes factores claves para el proceso de decoloración: inóculo y luz lámpara. Fueron realizados en un erlenmeyer de 1000 ml, con igual volumen de reacción, con agitación continua de 60 rpm, aireación mediante un difusor cerámico y a una temperatura de 25 °C, con inóculos del 10%, 100 ml para los ensayos No. 1 y No. 3, y del 25%, 250 ml para el ensayo No. 2; los

inóculos utilizaron fueron producto del enriquecimiento y adaptación del experimento anterior. La concentración del agua residual sintética para los tres ensayos realizados fue la siguiente en mg/L: índigo 50, surfactantes; (A) 16, (B), 12, (C) 12 y $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 150. La concentración de los nutrientes fue en (mg/L): 1.19 ml de solución de NH_4Cl que corresponde a 12 mg/L de nitrógeno y 0.08 ml de solución buffer fosfato que contiene KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , Na_2HPO_4 , que corresponde a 2.4 mg/L de fósforo. La solución final fue llevada hasta pH de 7.0, con NaOH 2N y H_2SO_4 , al 96%. Los resultados de los dos primeros ensayos fueron cualitativos por su carácter exploratorio; para la corrida del tercer ensayo, se tomaron muestras cada 5 horas, durante 3 días, y se realizaron mediciones de los siguientes parámetros pH, conductividad, SST, Color Abs (670 nm), UFC/ml y absorbancias a 620, 420 y 540 nm en el sobrenadante y en la mezcla. En la tabla 5.7 se describen las características de los tres ensayos realizados.

Tabla 5. 7. Característica de las pruebas tipo *batch* iniciales.

	1 (Sin blanco)		2 (Con blanco)		3 (Con blanco)	
	Inóculo	Luz lámpara	Inóculo	Luz lámpara	Inóculo	Luz lámpara
Reactor	Si	Si	Sí	No	No	Si

5.4. PERÍODO DE PUESTA EN MARCHA Y OPERACIÓN

5.4.1. Inmovilización de microorganismos en medio de soporte sólido

El propósito de esta experiencia fue lograr una concentración de bacterias apropiada en la antracita, como material de soporte, para lograr la oxidación biológica de los sustratos ó fuentes de carbono en la superficie. El experimento fue desarrollado en semicontinuo, en el reactor de lecho fluidizado. El volumen del reactor utilizado fue de 5 litros, con 500 ml de inóculo de bacterias especializadas en las pruebas discontinuas, con los siguientes parámetros: 1323.6 mg/L de SSV, 2075.7 mg/L de SST y las absorbancias de 1.593 a 620 nm, 1.926 a 420 nm y 1.849 a 540 nm. La antracita fue lavada en repetidas ocasiones, incinerada a 550 °C por 1 hora, lavada nuevamente, secada a 105 °C y la cantidad de material de soporte alimentado fue de 87.75 g. La composición y concentración de la mezcla enriquecida fue: 1000 mg/L glucosa, solución de NH_4Cl , que corresponde a 50 mg/L de nitrógeno (parte de este N y el carbono, es usado por las bacterias para enlazar las nuevas células y para la producción de polímeros extracelulares, las cuales adhieren las bacterias a la superficie sólida) (Mahd y Idris, 2009) y solución buffer fosfato que contiene KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , Na_2HPO_4 , que corresponde a 10 mg/L de fósforo, 8 mg/L FeCl_3 , 20 mg/L CaCl_2 , 10 mg/L $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, y la solución final fue llevada

hasta pH de 7.0, con NaOH. El medio fue reemplazado hasta obtener una biopelícula adherida al material de soporte. Después de lograr la adherencia de microorganismos, se alimentó el reactor trifásico de lecho fluidizado con el agua residual industrial sintética para la puesta en marcha.

5.4.2. Efecto de carga en la remoción de color soluble

El objetivo de esta etapa fue lograr el estado estacionario, monitoreando parámetros constantes en el efluente. Con el material de soporte preparado en la etapa previa, fue reemplazado el medio de cultivo a través de la alimentación continua del agua residual sintética. La concentración del agua residual sintética, para el primer ensayo realizado, fue la siguiente (mg/L): índigo 50, surfactantes; (A) 16, (B), 12, (C) 12 y $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 150. La concentración de los nutrientes fue: 1.19 ml de solución de NH_4Cl , que corresponde a 12 mg/L de nitrógeno, y 0.08 ml de solución buffer fosfato que contiene KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , Na_2HPO_4 , que corresponde a 2.4 mg/L de fósforo, la solución final fue llevada hasta pH de 7.0 con NaOH. El reactor operó con un caudal de alimentación de 0.19 ml/seg, un caudal de aire de 20 l/min, el mismo que se mantuvo durante la etapa de inmovilización. Fueron realizadas tandas durante un tiempo para lograr el estado estacionario. Después de este tiempo, el reactor operó durante 11 días, para la evaluación del efecto de la carga en la eficiencia del reactor. La concentración del agua residual sintética varió entre 50 y 100 mg color/L y de la misma forma, las relaciones de las concentraciones de los tensoactivos y del ditionito de sodio. Las tres fases, de acuerdo a la carga contaminante, se muestran en la Tabla 5.8. Cada una de las fases fue lograda en tres días para permitir que los *flocs* y la biomasa adherida cumplan con la biodegradación de los sustratos y para permitir la triplicación de cada experimento, a las mismas condiciones de temperatura.

Tabla 5. 8. Condiciones de operación del reactor de lecho fluidizado.

Parámetros	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Días de operación	1-5	6-8	9-11
HRT, h	24	24	24
Concentración de índigo mg/L	50	100	70

5.5. CÁLCULOS

Los porcentajes de remoción de color, DQOt y DQOs se calcularon empleando las Ec. 5.2, 5.3 y 5.4.

5.5.1. Porcentaje de remoción de color

$$\%Color_{remoción} = \frac{[Color_{afluente}] - [Color_{efluente}]}{[Color_{afluente}]} \times 100 \quad (\text{Ec. 5.2})$$

5.5.2. Porcentaje de remoción de DQO total

$$\%DQOt_{remoción} = \frac{[DQOt_{afluente}] - [DQOt_{efluente}]}{[DQOt_{afluente}]} \times 100 \quad (\text{Ec. 5.3})$$

5.5.3. Porcentaje de remoción de DQO soluble

$$\%DQOs_{remoción} = \frac{(DQOs_{afluente} - DQOs_{efluente})}{DQOs_{afluente}} \times 100 \quad (\text{Ec.5.4})$$

CAPÍTULO 6: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. ESCALA DE LABORATORIO

6.1.1. Plan de muestreo y aforo

El plan de muestreo fue realizado en la empresa *Textiles Fabricato Tejicóndor S.A*, planta de Bello. En un período de tiempo mensual o anual se tienen condiciones de operación de la planta de índigo variables en el tiempo, según el tipo de la demanda comercial. La demanda exige el tono, la cantidad de tela, el tipo de tela, combinación de colores de diferentes tipos e incluso y mezcla de otros colores con el índigo; por lo tanto, los procesos de la planta son variables. De manera global, la descarga de agua residual textil de la empresa Fabricato es mixta. Sin embargo, en un día de operación, la descarga es continua, con volumen, concentración y característica físico químicas similares. El proyecto está orientado a la reutilización del agua en cada proceso de teñido; por lo tanto, el plan de muestreo fue realizado para un solo tipo de operación, en este caso, producción de tela teñida con índigo. El muestreo fue realizado el día de máxima operación, mayor cantidad de hilo teñido de índigo a procesar, lo cual requería un máximo caudal de agua a la entrada de la planta y como efluente en la descarga.

Durante el plan de muestreo, fue obtenida información del proceso textil, desde el hilado hasta el proceso de teñido de la tela, útil para conocer la tipología de la descarga. La tipología del efluente textil está en función de los compuestos químicos, los procesos y las interacciones entre las diferentes fases sólida (tela) y líquida (agua de teñido). Cada proceso tiene una descarga independiente. La información del proceso textil de la empresa se muestra en la Tabla 6.1 y se complementa la información con (Bechtold et al., 1997, Rümmele 1989, DyStar/BASF 1994). *Textiles Fabricato Tejicóndor S.A*, reportó resultados de DBO con un valor de 258 mg/L, DQO de 927.3 mg/L y pH 11.18 – 12.5, de un muestreo realizado en noviembre 28 de 2008. El proceso de teñido presenta una eficiencia del 90%. La reducción del índigo se realiza actualmente de forma convencional, con hidrosulfito de sodio, en un baño tina, independiente del proceso continuo que lleva la tela; el proceso de lavado se realiza con agua y también es continuo. A partir de la información del proceso textil, del conocimiento de los parámetros de contaminación textil que se han evaluado en la literatura, de las características típicas del efluente industrial textil (Khelifi, et al., 2008), (Quintero y AMVA, 2007) y de los que

se deben monitorear en vertidos industriales que se realicen a la red de alcantarillado sanitario, de acuerdo a la normatividad (Decreto 1594/84), se seleccionaron los compuestos en el efluente real a caracterizar, con esta información y con los datos del proceso y fue creado el efluente sintético.

Tabla 6. 1. Datos y condiciones de producción del proceso de teñido de índigo a gran escala.

Datos de producción y condiciones de trabajo	Valores reales^a	Valores de la literatura^b
Horas de operación	24 h/día	21 h/día
Cantidad de hilo a procesar	25-30 ton	15.000 kg/día
Velocidad de la urdimbre		35 m/min
Concentración de índigo		2%
Agua		3-5 L/kg (45-74 m ³ /día)
Datos de proceso baño tina		
Na ₂ S ₂ O ₄		50-126 kg/día (40-100 g/min)
Agente de humectación		0,5 g/L
Índigo pre-reducido		1-4 g/L
Reciclo	75 L/min	
Dosificación	6,13	
pH	12,60	11,5 - 12,0
Temperatura	25,60	(20-30) °C
Concentración H	1,19	
Concentración leuco	3,61	
Potencial rédox		< -700 Mv
Descarga		
Caudal de proceso	6,5 m ³ /min	

6.1.2. Caracterización del efluente real textil

El agua residual se produce en la etapa final de lavado. También se elimina agua residual durante las operaciones de descruce o de tratamiento de la hebra, en la etapa de producción de ésta. Los principales componentes del agua residual son las impurezas que se encuentran en las fibras naturales y los químicos con que se tratan las fibras, hebras o telas al procesarlas. Es importante que para cada operación de procesamiento textil se identifique cuidadosamente cada una de las fuentes de residuos. Esto se puede lograr mediante un control de inventario y un reconocimiento de los potenciales contaminantes contenidos en los productos usados o realizando un análisis del proceso.

La Tabla 6.2 muestra las características del efluente textil de la planta de teñido de índigo en la etapa de lavado donde se tomaron las muestras de líquido y sedimento para aislamiento, identificación, preparación del consorcio de bacterias del presente estudio, caracterización de parámetros y descripción de características del efluente sintético a preparar.

Tabla 6. 2. Caracterización del agua residual textil con color índigo.

Parámetro	Medición en el efluente
FÍSICO-QUÍMICOS	
Temperatura (°C)*	21.2
pH *	11.78
Oxígeno disuelto (mg/L)*	3.19
POR (mV)***	-315
Potencial zeta (mV)***	-16.5 +/- 1.52
Absorbancia a (670 nm)**	42.1
Concentración color índigo (mg/L)**	437.17
Conductividad (µS/cm)	17,310
Alcalinidad total como CaCO ₃ (mg/LCaCO ₃)	4,650
Acidez total como CaCO ₃ (mg/LCaCO ₃)	0
Dureza total como CaCO ₃ (mg/LCaCO ₃)	9,600
Sólidos disueltos (mg/L)	12,786
Sólidos sedimentables (ml/L)*	0
Sólidos totales (mg/L)**	13,895
Sólidos volátiles totales(mg/L)**	1,381

Presencia o ausencia espuma**	Presencia
BIOLÓGICOS	
DBO ₅ soluble (mg/L)	232
DQO soluble(mg/L)	3,083
NUTRIENTES	
Nitrógeno amoniacal NH ₃ -N (mg/L NH ₃ -N)	14
Fosfatos PO ₄ ³⁻ P(mg/L P)	<0.004
SALES	
Sulfatos SO ₄ ²⁻ (mg/L SO ₄ ²⁻)	16.19
Cloruros (mg/LCl ⁻)	94.97

Caracterización realizada por el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Minas Universidad Nacional de Colombia fue el responsable de los resultados.

*Parámetros *in situ* determinados en las actividades de muestreo.

**Laboratorio de Biorremediación y Desarrollo Tecnológico, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia

***Laboratorio de investigación, Colorquímica S.A, Medellín, Colombia.

A continuación, se realiza un análisis de las causas de la contaminación representada en los parámetros evaluados.

A. Temperatura (°C)

Representa un valor aceptable de 21.2 para la norma (1594/84).

B. pH

Algunos procesos requieren de condiciones altamente ácidas mientras que las de otros son altamente alcalinas. En consecuencia, el pH del agua residual también puede variar bastante a lo largo de un período de tiempo. En el caso de los teñidos tipo tina, generalmente el NaOH o soda cáustica es utilizada comúnmente para aumentar el pH entre valores de 11-12 para lograr la reducción del color índigo. La caracterización del efluente es de 11.78. Lo requerido por la norma es un pH entre 5 y 7.

C. Alcalinidad total como CaCO_3

Los procesos que contribuyen a este parámetro se describen a continuación. El desencolado de los tejidos encolados con almidón contribuye muy poco a la alcalinidad/acidez de las corrientes residuales. Otras colas como CMC (carboximetilcelulosa sódica), PVAc (acetato de polivinilo), y PVOH (alcohol polivinílico) se eliminan generalmente en soluciones alcalinas. La contribución de estas colas puede constituir un porcentaje significativo de la alcalinidad total. El descruce y blanqueo de los materiales sintéticos debe hacerse utilizando cantidades mínimas de álcali, pero el descruce del algodón requiere de grandes cantidades de álcali. Las concentraciones típicas de álcali para el descruce del algodón son 2% a 4% de solución cáustica (50%) basada en el peso del tejido procesado. Posiblemente la mayor fuente potencial de álcali en la preparación, la constituye el proceso de mercerizado del algodón. Este proceso emplea concentraciones de solución cáustica de aproximadamente 20%. Cuando se mercerice una cantidad significativa de tejido, debe considerarse el potencial de recuperación de la soda cáustica como una estrategia para la reducción en la fuente (Bailly, 1995). El valor en el efluente real fue de 4,650 mg/L CaCO_3 . Este valor contribuye con el aumento del pH.

D. Dureza total como CaCO_3

Con un valor de 9,600 mg/L CaCO_3 , representa los cationes multivalentes particularmente magnesio y calcio, provenientes de la materia prima Sal.

E. Conductividad

La conductividad de la descarga es de 17,310 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Representa una alta habilidad de la solución para conducir una corriente eléctrica. Es decir, representa todos los iones en solución, en el agua de lavado, deben predominar el ión sulfito SO_3^{2-} , el ión thiosulfato $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, productos de la reducción del índigo.

F. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto de 3.19 mg/L fue un parámetro medido *in situ*, no representa condiciones anaerobias, pero puede alterar algunas poblaciones de peces y macroinvertebrados de las aguas superficiales. Este valor indica que la descarga del agua de lavado desprende los componentes que hacen parte de la reacción de reducción del color índigo, el cual es llevado a cabo en condiciones anaerobias. En la prenda de teñido índigo permanecen los componentes oxidados que lograron ser adheridos.

G. Potencial de óxido reducción

El sensor de POR provee una respuesta de acuerdo a la sumatoria de reacciones de oxidación-reducción ocurriendo en una muestra, es decir, el potencial rédox es un parámetro compuesto de todos los iones y moléculas tomando parte en la reacción rédox. El POR es un sensor de electrodo no selectivo y no es específico para algún elemento o especie química (Walker y Bier, 2009). Así como el pH indica un estado relativo de sistema para recibir o donar iones de hidrógeno, los valores de POR caracterizan un sistema relativo para ganar o perder electrones y es afectado por todos los agentes oxidantes y reductores, no solo ácidos y bases que influyen la medida del pH. Cuando un sistema tiende a aceptar electrones es un sistema de oxidación. Cuando este tiende a liberar electrones, es un sistema reductor. Un sistema potencial reductor puede cambiar a partir de la introducción de nuevas especies o cuando la concentración de una especie existente cambia. Los valores de POR como el pH determinan la calidad del agua (Bier, 2009). El potencial de óxido reducción de -315 (mV), es negativo por lo tanto es un sistema reductor, el valor es superior al utilizado en el proceso de solubilidad completa del índigo (índigo con tonalidad amarilla), pero inferior para generar un índigo insoluble (índigo con tonalidad azul), el índigo en su estado de oxidación es insoluble, (Bozic y Kokol, 2008), es decir que en el proceso final de la tela la oxidación del índigo no se logra y la molécula de índigo presente en este sistema reductor si bien es de tonalidad azul es soluble.

H. Presencia o ausencia de espuma

Presencia. La determinación fue cualitativa ya que la determinación de surfactantes se evalúa usualmente para surfactantes aniónicos y se realiza por el método espectrométrico del azul de metileno y no fue posible evaluarla por la coloración azul de la muestra. La espuma es indicativo de la presencia de surfactantes ellos contribuyen a generar problemas de toxicidad acuática. Muchos surfactantes sintéticos son conocidos por actuar sobre la estructura de los *flocs* en los lodos activados (Bizukojc, 2007), alterando la operación y el desempeño de las plantas de tratamiento.

I. Potencial zeta (mV)

El potencial zeta de -16.5 +/- 15.2 mV, sugiere que los surfactantes utilizados en el proceso son de carácter no iónico, por lo tanto indica que el agua residual textil puede ser simulada a través de tensoactivos etoxilados.

J. Absorbancia a (670 nm) y concentración de color índigo

La absorbancia a 670 nm aportó una medida de 42.1 Absorbancia, correspondiente a una concentración de color índigo soluble de 437.17 mg/L en la descarga del agua de lavado. De manera cualitativa el efluente con color índigo no precipita rápidamente después del proceso de teñido posiblemente debido a una oxidación incompleta en el teñido sugerido por el POR y el efecto de los surfactantes en la solución.

K. DBO₅ soluble

La DBO₅ de 232 mg/L se puede considerar una baja concentración de material orgánico presente en el agua que puede ser biológicamente degradado. Sin embargo esta concentración es sólo la reportada por la descarga del agua de lavado, es decir el agua que elimina las impurezas y la saturación de compuestos de todo tipo en la tela final. El residuo combinado de las plantas de acabado de tejidos planos por lo general contiene de 250 a 850 mg/L de DBO. Es importante analizar en los otros procesos que puede dar un aporte significativo ya que una disminución o un aumento de este valor depende de las materias primas utilizadas en los demás procesos (Bailly, 1995). Según el Decreto 1594 de 1984 para concentraciones máximas de descargas industriales a sistemas de alcantarillado se debe lograr una remoción del 80%. En la actualidad, muchas empresas entregan sus aguas residuales a los sistemas de alcantarillado, pagan tasas retributivas y no realizan ningún tipo de tratamiento. Existen extensos listados de datos relacionados con la DBO de los compuestos químicos empleados en los diferentes procesos especializados de la industria textil que circulan de manera confidencial y no pueden publicarse porque son datos exclusivos. Algunos fabricantes de compuestos químicos comparten sin restricciones la información relacionada con sus productos y otros no.

Bailly, (1995) enuncia los procesos que utilizan materias primas que influyen en la concentración de DBO de los efluentes y se describen a continuación.

El desencolado de tejidos planos es el primer paso importante del procesamiento húmedo. Existen muchos tipos de materiales para desencolado disponibles, la mayoría de las colas son mezclas. Las colas con base en almidón tienen por lo general valores de DBO de 500,000 a 600,000 ppm; los alginatos y los almidones modificados, 100,000 a 500,000 ppm; y las colas

sintéticas (PVOH, CMC, PVAc) aproximadamente 10,000 a 30,000. Además, los almidones se eliminan generalmente con enzimas cuya DBO típica es mayor a 10,000 ppm.

Los residuos del descruce contribuyen en gran medida, pero en menos del 50%, a las cargas de DBO en las corrientes residuales provenientes de los procesos de preparación. Los aceites sintéticos y ceras contienen emulsiones de bobinado, cera de parafina, aceite para el tejido de punto, aceite para el bobinado en conos y otros lubricantes. Estos materiales tienen de por sí una DBO significativa y los emulsificadores empleados para eliminarlos y suspenderlos en la preparación también contribuyen a los niveles de DBO.

La DBO de los surfactantes varía de manera significativa, siendo la más alta la de los jabones naturales: productos de triglicéridos empleados en la saponificación (ésteres de glicerol de ácidos grasos de cadena larga de origen natural) tales como el ácido láurico y oleico. Los ácidos grasos y/o sus sales se emplean algunas veces como agentes de descruce en un medio alcalino. La DBO típica de éstos es mayor que 1 millón de ppm. Los detergentes sintéticos tienen una DBO más baja. Sin embargo, el uso de productos que de por sí tienen una DBO más baja no es siempre deseable. Por ejemplo, los etioxilatos de alcohol ramificados son menos degradables que los etioxilatos de alcohol lineales. En un sistema típico de tratamiento de residuos compuestos de lodos activados; por lo tanto, el índice de degradación de estos materiales ramificados no es igual al de los compuestos de cadena lineal, y su tratamiento puede generar toxicidad del efluente tratado.

En las operaciones continuas de blanqueo la DBO es bastante baja, menos de 5% de la DBO total de una planta textil en un caso típico. Además, muchas fibras sintéticas y mezclas requieren de muy poco o ningún blanqueo en comparación con los tejidos y hebras de puro algodón o lana. En este sentido, en la actual práctica comercial la DBO derivada de las operaciones de blanqueo no constituye un factor crítico en la producción global de DBO. Sin embargo, algunas veces se usan agentes humedecedores y otros auxiliares que pueden contribuir a la carga de DBO y a la toxicidad. Asimismo, algunas plantas emplean un procedimiento modificado en el que pueden combinarse el descruce y blanqueo. Así, el impacto global del control del proceso y reducción en la fuente en el blanqueo es localizado.

La principal fuente de DBO proveniente del teñido continuo la constituyen los químicos desaponificadores (surfactantes) y los auxiliares de teñido utilizados en el baño con

almohadillas que pueden eliminarse con lavado. Además, los agentes reductores algunas veces arrojan altos valores de DBO. El residuo del teñido continuo está por lo general constituido de agua de lavado, el contenido químico es relativamente bajo en comparación con el de los residuos del desencolado y el descruce o el de los licores gastados en el teñido discontinuo.

Otra fuente de residuo potencialmente significativa es la descarga de mezclas de acabado no utilizadas que contienen resinas, catalizadores, humedecedores, ablandadores, mejoradores y otras sustancias.

L. DQO soluble

La DQO soluble es de 3,083 mg/L. Según el Decreto 1594 de 1984 para concentraciones máximas de descargas industriales a sistemas de alcantarillado se debe lograr una remoción del 80%. La relación de DBO/DQO es igual a 0.075, es decir que el efluente real es un vertido inorgánico difícil de depurar en forma biológica, lo que sugiere que la aplicación de un sistema de tratamiento biológico directo después de la descarga debe utilizar fuentes alternas de carbono para aumentar la relación o la empresa debe mejorar sus procesos para reducir la carga inorgánica. El origen de este valor tan alto son todas las sustancias susceptibles de ser oxidadas, mediante un oxidante fuerte, disueltas o en suspensión, orgánicas o inorgánicas. APHA, (1998).

M. Sólidos

Los sólidos disueltos presentan una concentración de 12,786 mg/L. *In situ* no se determinaron sólidos sedimentables. La concentración de sólidos totales y sólidos volátiles totales es de 13,895 y 1,381 mg/L, respectivamente. Predominan los sólidos disueltos sobre los sólidos suspendidos, lo cual justifica la utilización de un tratamiento biológico, el cual transforma los sólidos disueltos y coloidales en sólidos sedimentables, los cuales deben eliminarse de las aguas residuales tratadas.

N. Nutrientes

El Nitrógeno amoniacal $\text{NH}_3\text{-N}$ fue de 14 mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$. Los fosfatos solubles en la forma de PO_4^{3-}P son <0.004 mg/L P. Lo cual indica una deficiencia del fósforo para un tratamiento biológico.

Ñ. Sales y cloruros

La concentración de sulfatos presentes es de 16.19 mg/L SO_4^{2-} y la concentración de cloruros es de 94.97 mg/L Cl^- , lo cual puede interferir en el tratamiento biológico para el efluente textil. La sal que aporta los cloruros es utilizada para favorecer la migración del color hacia la tela.

O. Otros compuestos no evaluados

Los principales componentes del agua residual son las impurezas que se encuentran en las fibras naturales y los compuestos químicos agregados durante los procesos empleados para el tratamiento de fibra, hebras o tejidos. Las plantas de procesamiento textil utilizan una amplia variedad de tintes y otros compuestos químicos, incluidos los ácidos, bases, sales agentes humedecedores, tintes y otros acabados auxiliares. Muchos de estos no permanecen en el producto textil terminado sino que se desechan después de un uso específico. El efluente combinado de una planta textil, por tanto, puede contener cualquiera de estos compuestos o todos ellos. (Bailly, 1995).

Muchos de estos agentes químicos empleados en la industria textil son considerados tóxicos y peligrosos. La descarga de estas sustancias en el medio ambiente puede causar serios perjuicios a la salud y al bienestar de una comunidad expuesta o al ecosistema afectado. Estos materiales pueden crear serios peligros para la salud y enfermedades de naturaleza crónica. Las aguas superficiales y subterráneas, los suelos y el aire pueden contaminarse todos con sustancias peligrosas y tóxicas. Una de las preocupaciones ambientales principales actualmente bajo estudio es la descarga de materiales tóxicos provenientes de fuentes puntuales. Las pruebas de precisión de toxicidad mediante ensayos biológicos aplicadas a los efluentes de las plantas textiles han mostrado distintos grados de toxicidad acuática. Muchos residuos tratados por las plantas muestran un bajo nivel de toxicidad en varias pruebas, mientras que otros han mostrado una alta toxicidad acuática incluso en concentraciones relativamente bajas. No se conoce las identidades exactas de estos tóxicos ni la de los precursores de los tóxicos contenidos en el agua en el procesamiento textil. Este tema se encuentra actualmente en estudio.

A pesar de la falta de información específica, los estudios de los residuos de agua y el conocimiento de la naturaleza de los químicos, tintes y procesos empleados en la industria textil permite establecer ciertas generalidades. Los tipos de sustancias que se puede esperar

predominen en las aguas residuales tóxicas de la industria textil son: metales, surfactantes no degradables, sustancias orgánicas tóxicas como fenoles, solventes aromáticos, ácido de metileno, cloruro, percloroetileno y ácido oxálico, entre otros (Bailly, 1995).

6.1.3. Formulación de agua residual sintética

El objetivo de la formulación y preparación del agua residual sintética fue suplementar el agua para la alimentación del reactor y las pruebas a escala de laboratorio para la conformación del consorcio microbiano nativo aislado a partir del efluente real textil.

A partir de la caracterización del agua residual industrial textil real fue concluido que en el proceso de lavado de la tela teñida la descarga contenía una molécula de índigo soluble con tonalidad azul y en un sistema reductor (POR -315). La literatura no reporta un valor de POR para definir el estado de oxidación del índigo, en el cual el índigo es insoluble, por lo tanto las muestras del efluente real fueron sometidas a aireación extendida. A pesar de lograr un sistema de oxidación con la aireación suministrada, el índigo continuó soluble con tonalidad azul y no precipitó. Se realizó una prueba de test de jarras con FeCl_3 , y se logró una precipitación de índigo pero con grandes adiciones de coagulante, incrementando la conductividad del sobrenadante (Anexo, Foto A.3).

De las experiencias anteriores se concluyó que un factor o una sumatoria de condiciones evitaron la precipitación del índigo en estado de oxidación. El índigo y otras sustancias presentes en la muestra generan una estabilidad que evita que por métodos de oxidación simple, la solución forme aglomerados, lo cual es llamado como estabilización eléctrica o estérica de sistemas dispersos, función principal de los surfactantes (Salager, 1992). Para determinar el carácter de los surfactantes para ser utilizados en el agua residual sintética, la medición del potencial zeta de -16.5 ± 1.52 , determinó que los surfactantes presentes en la muestra son de carácter no iónico.

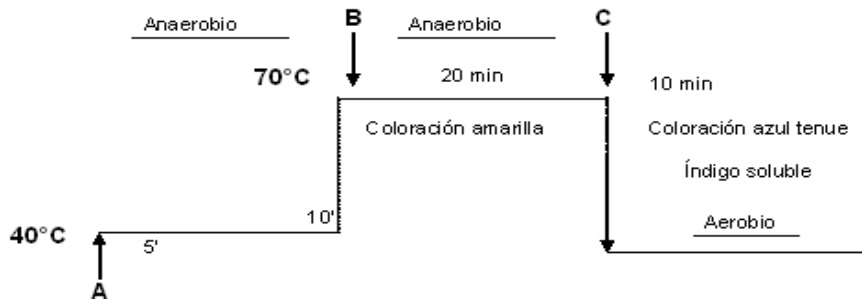
Los tratamientos de agua residual con colorante índigo, reportaron preparaciones simples, es decir, donde el índigo es solo la fuente de carbono, a partir de estas formulaciones del agua sintética, se podría determinar un colorante índigo fácilmente precipitado, es decir, los métodos físicos de remoción tienen mayor relevancia, en este tipo de estudios. El hecho de que en el estudio presente el colorante índigo reportó características solubles, justifica la intención de realizar tratamientos biológicos para transformar lo soluble en insoluble.



Foto 6. 1. Pruebas de laboratorio para formulación de agua residual industrial sintética.

La reducción de los tintes tipo tina por medio de solución alcalina implican estudios complejos en los que muchos factores intervienen en la buena reducción del color para ser impregnado en la tela (Yoe y Edgar, 1923). Este tipo de estudios realizan las curvas de temperatura, las cuales son utilizadas comúnmente en las tintorerías, cada tinte posee una curva específica, éstas curvas determinan las temperaturas de los baños tina y los tiempos de carga. El presente estudio desarrolló una curva experimental para el colorante tina, índigo. Se muestra a continuación en la Figura 6.1. La curva fue creada a partir de 40 pruebas a escala de laboratorio para producir el agua sintética apropiada, ya que obtener la formulación por parte de las empresas no fue posible (Foto 6.1).

MATERIAL: Algodón 100%, hilo



A: Colorante Índigo⁺
 NaOH : pH 11-12
 Surfactante (C) NOVASINTEX DS 88 : 12 mg/L
 Surfactante (B) Alcohol tridesílico de 6 moles de óxido de etileno : 12 mg/L
 Surfactante (A) Alcohol cetó estearílico de 23 moles de óxido de etileno : 16 mg/L

B: Hidrosulfito de sodio : 150 mg/L

Figura 6. 1. Curva de temperatura para teñido de color índigo, tipo tina.

Las condiciones de las etapas en la preparación del efluente sintético se describen a continuación:

A. Etapa: reducción de índigo con hidrosulfito de sodio

El mecanismo de reducción de índigo se muestra en la Figura 6.2, y, las características y condiciones de la preparación en el reactor de mezcla completa, se mencionan en la Tabla 6.3.

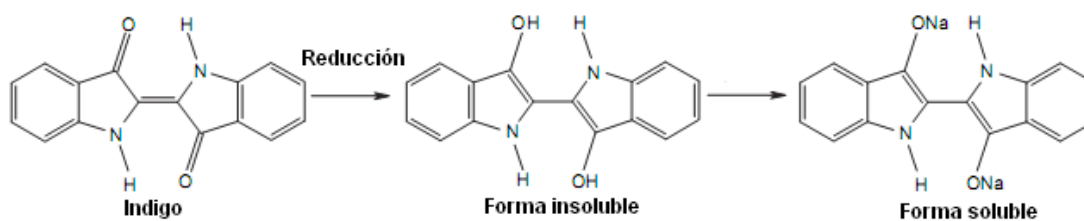


Figura 6. 2. Mecanismo de reducción del color índigo

Tabla 6. 3. Características de la reacción de reducción.

	Condiciones iniciales	Condiciones finales
Ambiente	Anaerobio	POR < - 600 mV
Compuestos químicos	Color índigo, agente reductor y surfactantes, agua.	Color índigo soluble (amarillo), agente reductor, subproductos de la reducción, surfactantes
Temperatura	25 °C	70 °C
pH	11-12	7-8
rpm	315	315
Tiempo		35 minutos
Tonalidad	Azul	Amarilla

B. Etapa: oxidación de índigo.

El mecanismo de reducción de índigo se muestra en la Figura 6.3, y, las características y condiciones de la preparación en el reactor de mezcla completa, se mencionan en la Tabla 6.4.

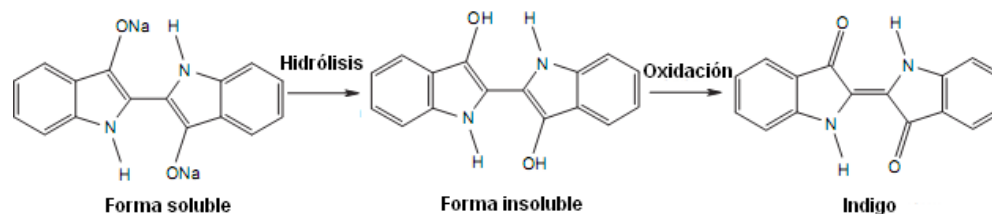


Figura 6. 3. Mecanismo de oxidación del color índigo

Tabla 6. 4. Características de la reacción de oxidación.

	Condiciones iniciales:	Condiciones finales
Ambiente	POR < - 600 mV	Aerobio
Compuestos químicos	Color índigo soluble (amarillo), agente reductor, subproductos de la reducción, surfactantes	Color índigo soluble (azul). El ditionito de sodio es finalmente oxidado en los siguientes compuestos sulfato de sodio (Na_2SO_4), iones sulfito (SO_3^{2-}), iones tiosulfato ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$), además el agua residual puede contener un exceso considerable del

		agente reductor hidrosulfito de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$), (Bozic y Kokol, 2008).
Temperatura	70 °C	40 °C
pH	7-8	7-8
rpm		200
Tiempo	35 minutos	10 minutos
Tonalidad	Amarilla	Azul índigo soluble

El agua residual textil sintética fabricada cumplió con las siguientes características, relación de concentración de tinte y ditionito de sodio, NaOH, dispersantes y tensoactivos para baño tina, temperatura, tiempo de reacción, tiempos de carga, condiciones finales de POR, tinte oxidado en solución y presencia de espuma. Una caracterización inicial se presenta a en la Tabla 6.5.

Tabla 6. 5. Caracterización del efluente sintético formulado

PARÁMETROS	VALOR
In situ	
T	24 °C
pH.	6.63
OD (mg/L)	6.39
POR (mV)	329.5
Sobrenadante	
Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	402
Abs. Color (670 nm)	4.28
Color (curva de calibración) mg/L	44.7
Abs. Surfactantes (400 nm)	2.44
Mezcla	
ST (mg/L)	404.44
SVT (mg/L)	179.33
Abs. (620 nm)	2.77
Abs. (660 nm)	3.82
Abs. (420 nm)	1.82

Abs. (540 nm)	1.77
---------------	------

6.1.4. Aislamiento de cepas

Los análisis de laboratorio, microbiológicos y bioquímicos, presentaron los siguientes resultados preliminares. A partir del muestreo realizado el 23 de marzo de 2009 se obtuvieron dos muestras: líquido y sedimento. El medio de cultivo BH fue elegido por ser un medio libre de fuente de carbono orgánica, lo que da garantía de que el crecimiento dependa de la fuente de carbono alterna adicionada; en este caso agua residual coloreada textil con índigo. A partir de las alícuotas activadas y cultivadas en medio BH se decidió trabajar la investigación en sus etapas posteriores con la muestra procedente de medio líquido. Dicha condición proporciona una “mayor” diversidad bacteriana, posiblemente debido a que las condiciones en dicho medio en términos de fuente de carbono y nutrientes fueron más favorables para las bacterias.

Los medios de cultivo son suplementados con índigo filtrado, con el fin de eliminar contaminación bacteriana procedente de la fuente alterna de carbono. A través de los análisis posteriores de los experimentos realizados en el laboratorio se decidió implementar la fuente alterna de carbono autoclavada como otra forma de garantizar la esterilización. A partir de las diluciones seriadas se visualizó que para posteriores experimentos solo fue necesario diluir hasta 10^{-2} .

A través de los protocolos microbiológicos se estableció el requerimiento de cultivo en suspensión ya que las cepas iniciales en índigo filtrado fueron repicadas en medio sólido cambiando el pH de 7 a 11 sin una adaptación previa en cultivo en suspensión. De este proceso aproximadamente un 50% de las bacterias se adaptaron al cambio de pH, las demás no presentaron crecimiento. Sugiriendo un periodo de adaptación en cultivo en suspensión por 15 días aproximadamente a una temperatura de 30 °C y 130 rpm.

Con el aumento del pH en el medio sólido, se evidenció un pardeamiento gradual, este hecho se presentó posiblemente a la oxidación de los metales del medio y en el medio líquido se obtuvo mayor precipitación de sales. El crecimiento de las cepas se presentó fácilmente a los pH 7 y 9; lo que no sucedió a pH 11, contrario a lo que se esperaba según las condiciones de alcalinidad en el efluente (pH 11.78). Para la identificación de las bacterias se trabajó a un pH

de 7 tanto para medio sólido como medio líquido y se propuso como el mejor para trabajar en las técnicas de bioestimulación y en la operación de la planta de tratamiento de agua residual.

Los tiempos de cultivo en placa con el cambio de índigo filtrado a índigo autoclavado se duplicaron a un promedio de 10 días. La adaptación en suspensión se presentó a los 15 días.

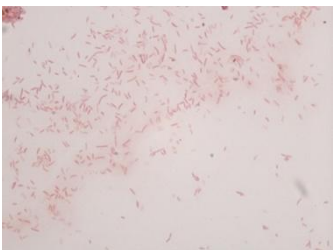
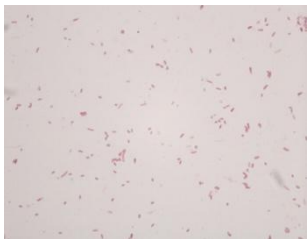
A. Aislamiento y caracterización

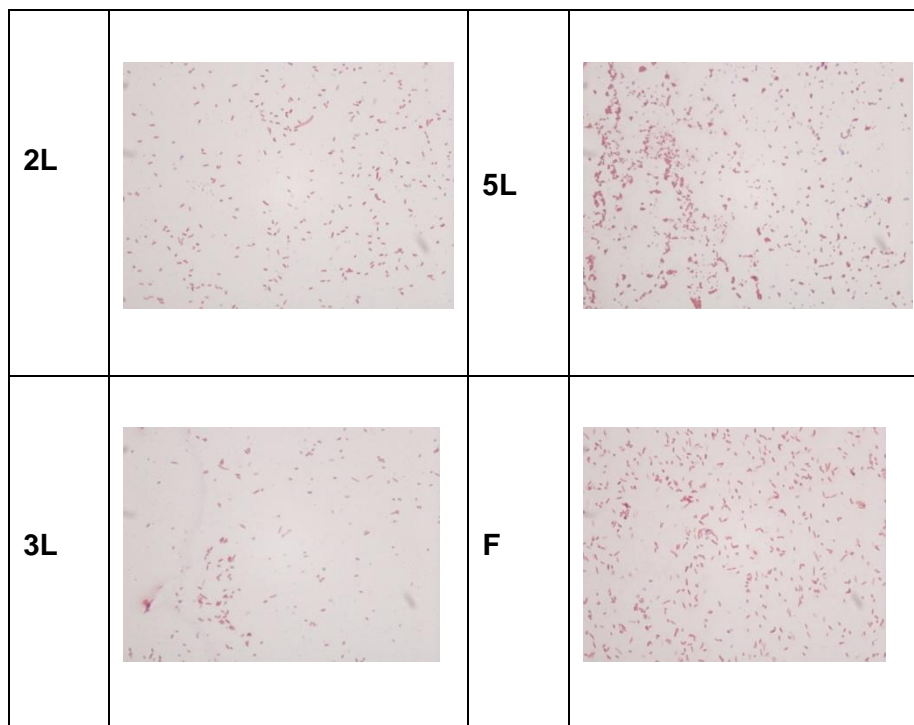
Por medio de la técnica de siembra en francés fueron aisladas seis cepas. Ver Tabla 6.6. Las cuales presentaron buen comportamiento a los pH 7 y 11 con las siguientes características:

- 1s: Puntiforme, borde regular, brillante, muy pequeña y no forma agregados.
- 2L: Borde irregular, cremosa, elevación acuminada, borde ondulado. Mayor tamaño.
- 3L: Borde entero, brillante, elevación convexa evidencia de un poco acuminada.
- 4L: Circular, convexa, borde entero, brillante y cremosa.
- 5L: Puntiforme y brillante. La de menor tamaño, borde entero.
- F: Con apariencia igual a 2L en la tinción gram se verificó su diferencia.

La realización del frotis y la fijación de la muestra para Tinción de Gram fueron determinantes para la identificación bacteriana porque las bacterias encontradas que usaron el índigo como fuente de carbono tuvieron un tamaño particularmente pequeño. Se procedió a implementar el montaje de la cepa, el control positivo y el control negativo en cada porta objeto a fin de tener una clasificación más clara. En la segunda tinción de gram se obtuvo de las seis cepas sólo una clasificada dentro de las Gram positivas.

Tabla 6. 6. Cepas caracterizadas a través de la tinción Gram

Cepa	Tinción Gram	Cepa	Tinción Gram
1s		4L	



6.1.5. Evaluación de consorcio

A. Selección de cepas con mejor actividad de decoloración

Las cepas fueron seleccionadas por su capacidad para decolorar índigo C.I.Vat Blue 1 (50 mg/L) en el caldo BH. Los aislamientos no identificados alcanzaron los porcentajes de remoción que muestra la Tabla 6.7. No se verificó acumulación de tinte por las bacterias manteniéndose la hipótesis de que ellas usan como fuente de carbono tanto el colorante como los dispersantes presentes en el efluente simulado. La eficiencia en la decoloración del tinte por las cepas aisladas de muestras tomadas del efluente de una planta de teñido de índigo, indica la adaptación natural de estos microorganismos para sobrevivir en la presencia de colorantes tóxicos. Chen et al. (2003) reportaron el aislamiento y la detección de microorganismos capaces de decolorar tintes tipo azo a partir de diferentes muestras de lodo recogido de una planta de tratamiento de aguas residuales textiles.

Tabla 6. 7. Porcentajes de remoción de color por cada una de las cepas después de 21 días de tratamiento.

Cepas aisladas	(%) de remoción
C1	70
C2	67
C3	43
C4	63
C5	64
C6	69

B. Remoción de color por los consorcios

Los consorcios basados en diferentes combinaciones de cinco de los seis aislamientos fueron probados para determinar su eficiencia en la decoloración del efluente simulado. La cepa C3 no se tuvo en cuenta por reportar un porcentaje de remoción inferior. Los resultados presentados en la Tabla 6.8 revelan que el consorcio, denominado III, sobre la base de las cuatro cepas seleccionadas, aumentó significativamente la eficiencia de decoloración de índigo. Este consorcio III alcanzó un porcentaje de decoloración de 76 %, mientras que la cepa que mayor porcentaje alcanzó fue de 70%, puede ser un aumento insignificante pero es importante tener en cuenta que para un tratamiento de esta naturaleza es casi imposible mantener cultivos puros, por esta razón el consorcio es una muy buena opción. El potencial de actividad metabólica concertada de las poblaciones microbianas para decolorar aguas residuales de la industria textil ha sido reportado por Manu et al. (2002) en donde en un tratamiento anaerobio empleando un cultivo mixto se alcanzó una decoloración de hasta un 90% del colorante añadido índigo (C.I.Vat Blue 1).

Tabla 6. 8. Eficiencia de los consorcios

Consorcio	Cepas	(%) de remoción
I	C1, C5, C6	64
II	C1, C4, C5	73

III	C1, C2, C5, C6	76
IV	C5, C6	59

C. Selección del consorcio con mejor actividad de remoción de color

El consorcio o la combinación de cepas que alcanzó mayor porcentaje de remoción de color, se presenta en la tabla 6.9.












Tabla 6. 9. Consorcio con mejor porcentaje de remoción de color

Consorcio	Cepas	(%) de remoción
III	C1, C2, C5, C6	76

D. Ensayo de biodegradación de los surfactantes presentes en el efluente simulado.

Los agentes activos superficiales o surfactantes son moléculas que contienen un segmento liposoluble y otro hidrosoluble. La solubilidad parcial tanto en agua como en aceite permite al surfactante ocupar la interface (Olmos et al., 2003). En este estudio se utilizaron para la simulación del efluente tres tensoactivos de tipo no iónico etoxilados A, B y C estas sustancias químicas mantienen soluble el índigo y por ende el agua coloreada, en este ensayo se verificó si las cepas asimilaban como fuente de carbono los surfactantes presentes en el efluente tratado para aclarar la hipótesis del mecanismo de decoloración por parte de las bacterias. El resultado de este ensayo se presenta en la Tabla 6.10. Todas las bacterias mostraron crecimiento en al menos un tipo de tenso activo lo que indica que pueden ser tomados como fuente de carbono y energía. Este ensayo permitió identificar que un posible factor importante en la decoloración se da por desestabilización del complejo índigo-surfactantes, lo que causa la insolubilidad del índigo y la posterior precipitación del colorante dando como resultado un efluente decolorado, sin embargo, es un mecanismo que con estudios más avanzados debe ser verificado. (Patoczka et al., 1990) muestra la biodegradación de surfactantes etoxilados reflejado en la disminución de DQO y toxicidad del efluente después del tratamiento.

Tabla 6. 10. Crecimiento sobre los surfactantes

Cepas	Disp. A	Disp. B	Disp. T	Mezcla
C1	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.	 *	 *	 *
C2	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.	 *	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.
C3	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.	 *	 *	+ Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.
C4	 *	 *	 *	 *
C5	 *	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.
C6	 *	- Esta cepa no presentó crecimiento sobre el medio evaluado.	 *	 *

E. Registros de las cepas aisladas

En las Fotos 6.2, 6.3, 6.4, las cepas 4, 5, y 1, fueron registradas a través de Microscopía electrónica de barrido.

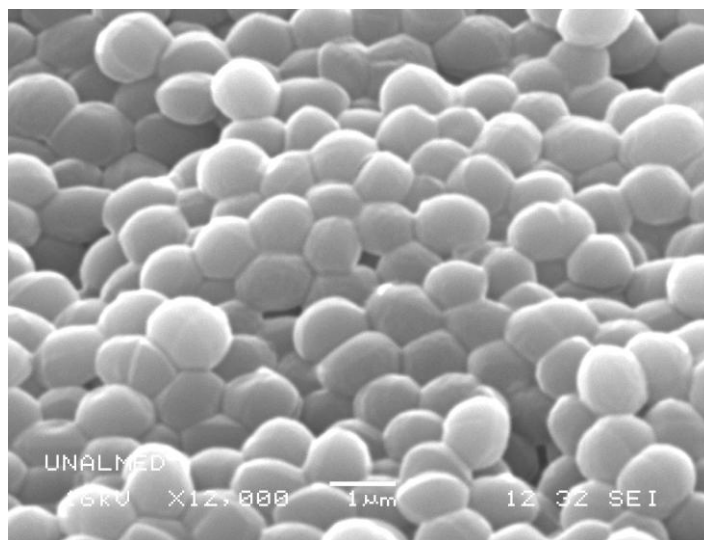


Foto 6.2. Microscopía electrónica de barrido (12000). Ceba 4.

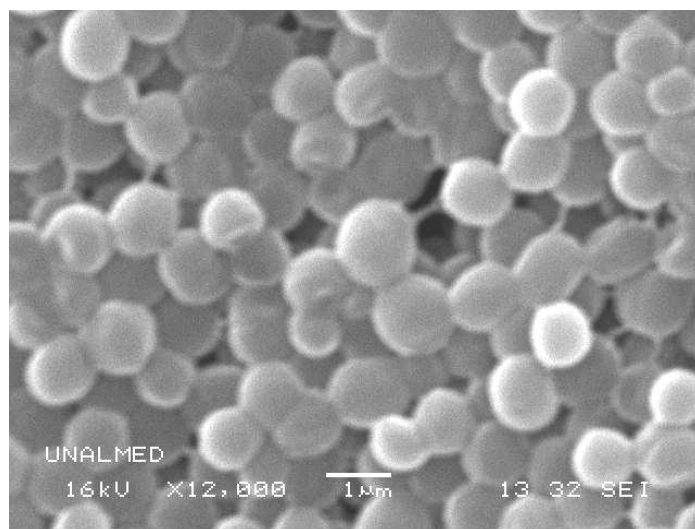


Foto 6.3. Microscopía electrónica de barrido (12000). Ceba 5.

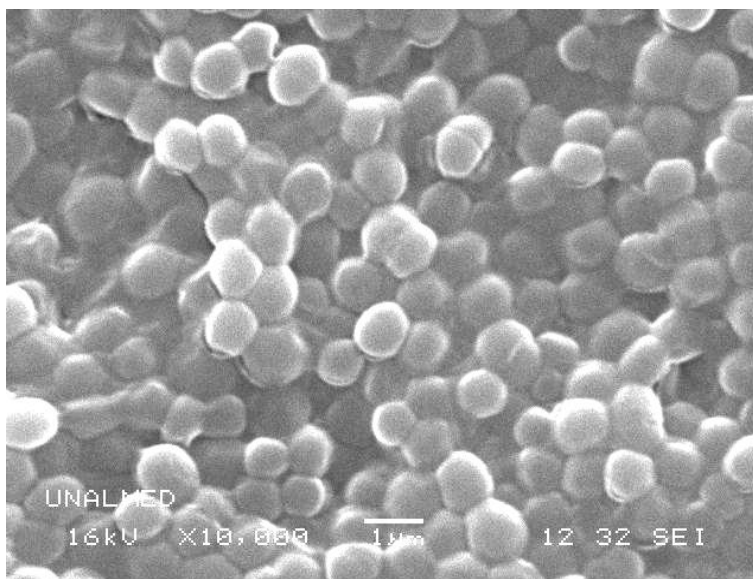


Foto 6. 4. Microscopía electrónica de barrido (10000). Cepa 1.

Los análisis SEM, a través de análisis morfológico permitieron determinar las cepas como cocos. Los registros tomados con SEM de las cepas 2 y 3, presentaron una alteración de la muestra de bacterias, lo cual indica, que ha éste tipo de cepa deben realizarse otro tipo de pre-tratamientos antes de ser sometidos al vacío generado en la cámara SEM.

6.1.6. Evaluación de material de soporte

Para el tratamiento de agua residual textil con colorante índigo, a escala piloto, se han evaluado soportes de polietileno cilíndrico de forma enroscada, para inmovilizar inóculo de una planta de agua residual textil (Khelifi, et al. 2008). En éste estudio se evaluó la toxicidad de cuatro diferentes materiales de soporte, vidrio residual de poliestireno, plástico de polietileno, plástico reciclado de baja densidad y antracita.

Los experimentos con el material de soporte (vidrio residual y plástico reciclado) fueron llevados a cabo con una mezcla de las bacterias aisladas a partir de la descarga en los ensayos a escala de laboratorio. La primera técnica presentó contaminación cruzada y crecimiento de hongo. En la segunda técnica de análisis en sólido, se establecieron comportamientos claros del material de soporte con el crecimiento bacteriano.

Diferentes tipos de vidrio han sido estudiados, porosos y residuales, por ejemplo el vidrio poroso para biorreactores anaeróbicos termofílicos fue probado para evaluar la capacidad de crecimiento de biopelícula, en este estudio se menciona que el proceso de formación de biopelícula y densidades altas de la misma pueden lograrse por las características

superficiales del material, además de su baja densidad, alta porosidad y área superficial, el vidrio poroso fue recomendado especialmente para lechos fluidizados anaeróbicos de alta carga (Pérez et al.,1997). En este estudio el vidrio residual exhibió una clara inhibición de crecimiento bacteriano (Foto 6.5). La inhibición puede ser causada por algún tipo de compuesto químico, posiblemente a un recubrimiento que es utilizado en éste material, ya que su finalidad es como instrumento quirúrgico, en los cuales la asepsia debe mantenerse.

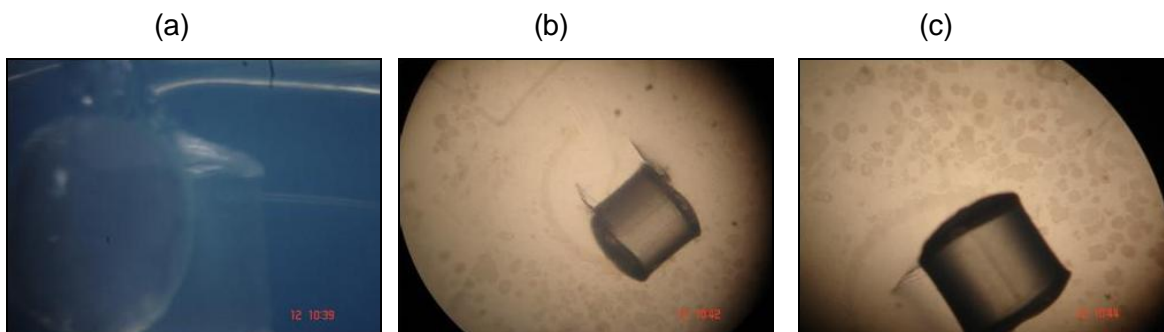


Foto 6. 5. Vidrio residual, poliestireno cristal de alta densidad (transparente).

Se observa halo de inhibición del crecimiento. Cultivo de (a). 1 día. (b) y (c). Cultivo de 15 días.

En la literatura el plástico ha sido utilizado últimamente, debido a su alta capacidad de crecimiento de biopelícula por métodos de adherencia, bajo costo y por su capacidad para favorecer los procesos híbridos de remoción de contaminantes. Muchos tipos de materiales de plástico han sido elaborados, cambiando forma y dimensiones para cumplir con las características de área superficial específica, un ejemplo de ello son los Anoxkaldnes (Odegaard et al., 1999c), y los Extendsphere™ (Sandoval et al., 2010), (Wolf et al, 2005), los cuales han desarrollado un amplio rango de biosoportres para aplicación a diferentes procesos y aguas residuales. Sin embargo, por los bajos costos diferentes estudios han estudiado plásticos reciclados (Wolf et al., 2005).

Los materiales de plástico evaluados en el presente estudio, fueron seleccionados por la disponibilidad en el medio y por favorecer el consumo de materias primas de origen reciclado. El plástico reciclado evaluado, de color negro, baja densidad y poroso, presentó en un tiempo de 1 día, crecimiento de bacterias alrededor del material de soporte (Foto 6.6), la prueba es importante, ya que debido a la mezcla de diferentes plásticos, utilizados para la trituración del material, éstos pueden poseer componentes

tóxicos para algunas bacterias. La característica de la porosidad que presenta el material, lo formó la máquina en la cual se trituran los diferentes plásticos. Sin embargo no es una porosidad alta, la mayor proporción del material tiene una forma lisa. Las propiedades superficiales del material no se modificaron por los costos adicionales que implican esta preparación.

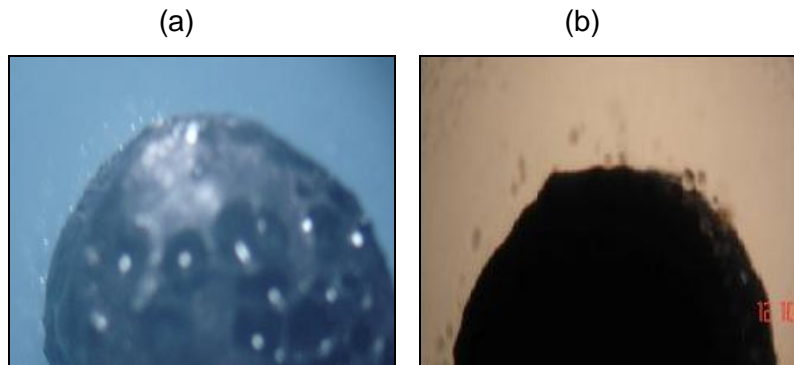


Foto 6. 6. Plástico reciclado (color negro, baja densidad y poroso).

Se observa poco crecimiento. (a) y (b) Cultivo de 1 día.

El plástico de polietileno ha sido evaluado en diferentes estudios (Wolf et al., 2005). El plástico reciclado de colores (PEAD polietileno de alta densidad), evaluado en la prueba (Foto 6.7), presentó mayor crecimiento de bacterias, comparado con el plástico reciclado negro, es decir, que se puede considerar un tiempo de adherencia menor y una mayor concentración de bacterias en éste material que en el plástico negro.

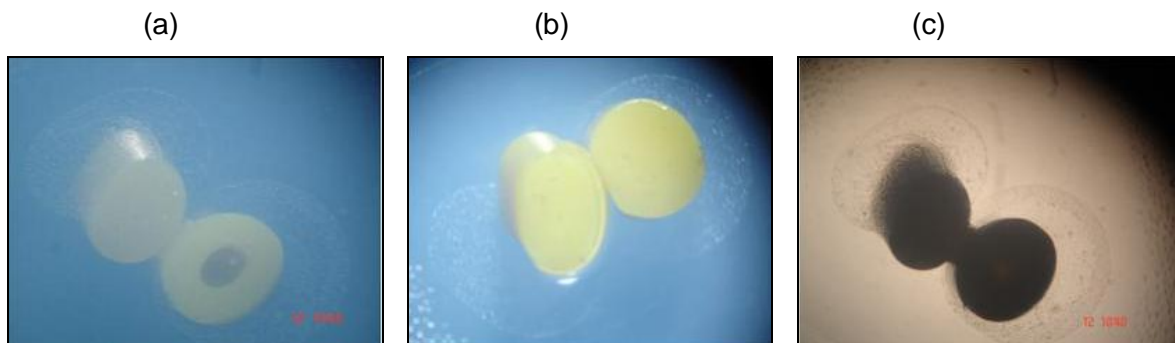


Foto 6. 7. Plástico reciclado (de colores).

Se observa crecimiento alrededor del material. (a), (b), (c). Cultivo de 1 día.

La antracita ha sido utilizada en diferentes estudios como medio filtrante, adsorbente de compuestos orgánicos y olores y como material de soporte para el crecimiento de biopelícula (Worden y Donaldson, 1987). Sin embargo, los procesos de producción del material son diferentes en todos los casos, al preparar el carbón de antracita para las pruebas, se observó un líquido sobrenadante bastante turbio, lo que podría representar compuestos de todo tipo que interfirieran con la adhesión microbiana, por ésta razón la preparación del material antes de someterlo a la evaluación de la toxicidad es tan importante, para garantizar que la capa superficial e interna sea inerte.

En la Foto 6.8 se muestra el crecimiento alrededor del soporte de inmovilización después 3 días de ser colocado sobre medio LB sólido, lo que indica que este tipo de material no inhibió el crecimiento bacteriano.

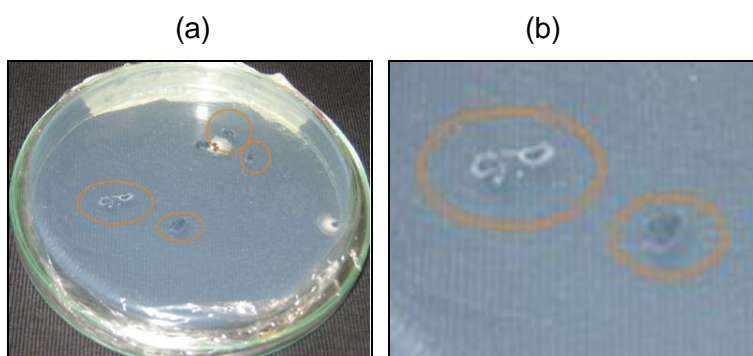


Foto 6. 8. Antracita.

Crecimiento bacteriano sobre y alrededor del soporte de inmovilización antracita

De la prueba se concluyó que los mejores materiales para inmovilizar bacterias en el reactor de lecho fluidizado son el plástico reciclado de polietileno y la antracita. Los cuales no presentaron toxicidad.

6.2. ESCALA PILOTO

6.2.1. Diseño del reactor trifásico de lecho fluidizado

En los bioprocesos los parámetros del proceso tales como temperatura, concentración de sustrato, y el pH, afectan el desempeño del biorreactor (Nagamune et al., 1988), pero ciertos parámetros que no suelen considerarse en el diseño del biorreactor, como el

tamaño de las partículas, la concentración, el espesor y la morfología de la biopelícula, pueden afectar dramáticamente la estabilidad de un biorreactor de lecho fluidizado de tres fases (Oh et al., 1988). La Tabla 6.11 enumera muchos de los parámetros que deben ser considerados por el ingeniero con el fin de diseñar y operar un biorreactor de lecho fluidizado (Yang, 1998).

Tabla 6. 11. Parámetros de sistema y biológicos que afectan la operación de los bioreactores trifásicos de lecho fluidizado

Parámetros del sistema	Parámetros biológicos
Geometría del reactor y diseño del distribuidor	Velocidad de crecimiento
Configuración del proceso.	Velocidad de producción
Velocidades del gas y del líquido.	Concentración de biomasa
Tasa de reciclo.	Crecimiento intrapartícula de biomasa.
Método de inmovilización	Difusividad en la biopelícula y la biopartícula.
Propiedades de partícula (densidad, tamaño, porosidad, forma, humectabilidad, distribución de tamaño).	Propiedades de la biopelícula (densidad, espesor, fracción activa).
Concentraciones de sustrato de entrada y salida.	Velocidad de erosión de la biopelícula.
Propiedades del líquido.	Velocidad de producción de biogás.
Temperatura	

Dado el número de variables que intervienen, la caracterización rigurosa de los parámetros de diseño de un reactor de lecho fluidizado resulta prácticamente imposible. El presente estudio propone la siguiente guía de diseño, práctica para el montaje de unidades piloto, donde la información básica del fenómeno de remoción es muy escasa.

A. Configuración inicial del RTLF

Hay una gran variedad de diseños posibles de bioreactores de tres fases. Fue elegido una configuración preliminar del reactor convencional de flujo ascendente, con alimentación cónica para mezclado del afluente y soporte de malla del material de soporte (Foto 6.9). La determinación del volumen y las dimensiones de altura y diámetro. Haroun e Idris (2009), y Sowmeyan y Swaminathan (2008), sugieren para RTLF a escala piloto,

relaciones de altura/diámetro, entre siete y doce. El presente estudio utilizó una relación de once.



Foto 6.9. Configuración inicial del RTL F

B. Selección del material de soporte

La fase sólida de un lecho fluidizado es fundamental para el logro de niveles muy altos de remoción. En ese sentido, se han desarrollado trabajos con diferentes medios de soporte para el crecimiento microbiano como partículas de polipropileno, piedra pómez, esponja particulada rodeada por alambre y arena. La fase sólida está formada por bacterias inmovilizadas sobre el material de soporte. Si una partícula de apoyo o material de soporte está presente, el reactor se considera ser un biorreactor de tres fases, si los *bioflocs* o agregados de células son mayores de 10 micras (Fan, 1989). Para la selección del material de soporte se deben tener en cuenta sus características físicas (tamaño, forma, densidad, dureza, área específica y rugosidad) y químicas (carácter inerte, propiedades de adsorción).

Paralelo a las pruebas de toxicidad fue evaluado el comportamiento de los diferentes materiales de soporte en el RTL F; vidrio residual (poliestireno cristal de alta densidad, transparente), antracita y arena (comercial).

Las pruebas preliminares para el vidrio residual de poliestireno cristal de alta densidad y la arena (Foto 6.10, Video 1), (Foto 6.11), mostraron que es necesario altas velocidades del flujo de gas para fluidizar los materiales por su alta densidad, es decir, para lograr la

velocidad mínima de fluidización y lograr el cambio desde el lecho fijo a lecho fluidizado, no son fácilmente mantenidos en suspensión, por lo tanto esto incrementa los costos de aireación, lo que implica un mayor consumo de energía para lograr la fluidización de las partículas.



Foto 6. 10. Ensayo de fluidización con vidrio residual en polietileno cristal

El vidrio residual y la arena, podrían favorecer los reactores de lecho fijo, dada su alta densidad. Se observó también canalizaciones del flujo gaseoso y posteriormente una mezcla turbulenta de las fases. La alta densidad de la arena y del vidrio, y la inhibición de crecimiento de bacterias alrededor del material vidrio residual, eliminan la posibilidad de utilizar estos dos materiales para un RTLF.

A partir de la prueba de toxicidad los mejores materiales para inmovilizar las bacterias en el RLF fueron el plástico reciclado de polietileno y la antracita. El material de plástico, determina una fluidización de forma inversa en el reactor trifásico de lecho fluidizado. Sin embargo, ésta forma de fluidización presenta inconvenientes en la puesta en marcha de unidades piloto, al requerir largos períodos para la formación de la biopelícula y estabilización del sistema (Sandoval et al, 2010). De igual forma, algunos estudios confirman que entre la propiedad de área superficial y rugosidad, la rugosidad es un parámetro más importante para favorecer el crecimiento microbiano. Ambas propiedades son características de la antracita, el plástico de polietileno, presenta una superficie lisa. La antracita sugirió bajas velocidades de flujo gaseoso y permitió una fluidización del

material de soporte manteniendo un fluido no turbulento necesario para el desarrollo de la biopelícula y evitar su desprendimiento.



Foto 6. 11. Ensayo de fluidización con arena comercial.

Con la evaluación de la toxicidad y la evaluación del flujo de gas necesario para mantener en fluidización el material de soporte y analizando las ventajas y desventajas de los diferentes materiales de soporte, se eligió la antracita para ser utilizada en el RTLRF del presente estudio. La antracita agrupa las siguientes ventajas: disponibilidad en el medio, manejo para su manipulación, facilidad para mantenerla en suspensión (mínimo flujo de aire requerido para fluidización), material no inhibitorio para el crecimiento bacteriano, costo, rugosidad y área superficial. Sin embargo posee una desventaja, debido a su pequeño tamaño, el material tiene dificultades para mantenerse dentro del reactor, por lo tanto, las mallas de retención fueron necesarias en la parte final de la columna del reactor.

C. Distribuidor de gas

El distribuidor de gas (también llamado malla) en un reactor de lecho fluidizado tiene la intención de inducir a una fluidización uniforme y estable a través de la sección transversal del lecho, evitar regiones no fluidizadas, operar por largos períodos (años) sin romperse o taponarse, minimizar fugas de sólidos por debajo de la red, reducir al mínimo el desgaste del material del lecho, soportar el peso del material del lecho durante el

arranque y parada. En la práctica, las redes han tomado una variedad de formas. Cualquiera que sea la forma física, todos son fundamentalmente clasificables en cuanto a la dirección de entrada de gas: hacia arriba, lateralmente o hacia abajo. La elección depende de las condiciones en el proceso, la viabilidad mecánica y el costo. En el pasado, el diseño de la red ha sido más un arte que una ciencia. Sin embargo, estudios más recientes permiten ahora el diseño de cuadrícula basado en principios científicos (Yang, 2003). En los ensayos preliminares se evaluaron mallas de materiales de fibra de vidrio y de plástico y difusores de burbuja fina de diferentes materiales porosos.

En la malla de fibra de vidrio (Foto 6.12, Video 2) se observó no permeabilidad, por lo tanto el aire se acumulaba y luego se desprendía en tamaños de burbuja grandes, lo que ocasionaba mayor turbulencia en el reactor, éste hecho puede favorecer el desprendimiento de la biopelícula, lo cual disminuye el desempeño del reactor. En la malla de plástico fue observada alta caída de presión y no permeabilidad, lo cual no favorece la transferencia de oxígeno (Video 3). En la Foto 6.12 izquierda, se observa que la alimentación del flujo gaseoso a través de la tubería, no presentó un flujo uniforme de burbujas, por lo tanto esta configuración se transformó en una configuración con difusor cerámico en medio de la parte inferior cónica, Foto 6.12 derecha.



Foto 6. 12. Izquierda y derecha. Ensayo de fluidización con malla de fibra de vidrio.



Foto 6. 13. Ensayo de fluidización con difusor cerámico.

El primer difusor cerámico evaluado, no proporcionó un tamaño de burbuja fina, además no proporcionó uniformidad en el flujo gaseoso (Foto 6.13, Video 4 y 5). Como las mallas disponibles en el mercado y el difusor cerámico no cumplieron con los requerimientos mínimos, fue elegido un difusor de burbuja fina de caucho perforado, el cual sugirió una nueva forma de alimentación lateral eliminando la alimentación cónica y las mallas.

El diseño del difusor fue seleccionado para proporcionar un tamaño de burbuja pequeña que garantizara solubilidad del oxígeno en la mezcla y posterior oxidación de la carga orgánica. La burbuja pequeña, evita la coalescencia y acumulación de burbujas de gran tamaño que dificultan el buen desempeño del reactor. La distribución de los poros, permite la mayor área transversal del reactor lo que garantiza el contacto permanente y la mezcla entre las fases.

En la Foto 6.14 se observa el tamaño de burbuja logrado con el difusor de caucho perforado y la alimentación lateral. El tamaño de poro en el difusor fue estándar.



Foto 6. 14. Izquierda. Tamaño de burbuja. Derecha. Alimentación lateral con difusor de caucho perforado.

D. Configuración final del reactor

Evaluado los aspectos anteriormente señalados se eligió la configuración del reactor convencional de flujo líquido y gaseoso ascendente con material de soporte antracita, difusor de caucho de burbuja fina, alimentación y descarga de flujo líquido lateral. (Foto 6.15, Video 6).

E. Concentración de partículas de material de soporte

La concentración de partículas de antracita, representando en la altura del lecho de antracita fue seleccionado de acuerdo a una relación entre el flujo de aire, para mantener la mayor cantidad de material de soporte en contacto con el flujo líquido y el flujo gaseoso, sin presentar sedimentación o acumulación de material alrededor de las paredes del reactor. Esto de acuerdo a la relación entre diámetro y altura del reactor. Se seleccionó la altura para evitar formación excesiva de biopelícula, la cual puede afectar la operación del reactor (Nicolella, et al., 2000).

F. Flujo gaseoso

La fase gaseosa se puede alimentar al reactor a través de una placa de distribución o se puede generar en el reactor como parte de las reacciones bioquímicas que tienen lugar.

Si el proceso biológico es aeróbico, la fase gaseosa puede ser aire, oxígeno o un gas inerte, si es anaerobia el gas puede ser, por ejemplo, el dióxido de carbono, el metano o hidrógeno (Yang, 1998). En este caso para el tratamiento aeróbico se suministró aire a partir de un compresor, el flujo utilizado en el reactor piloto está relacionado con el consumo de oxígeno en las reacciones de oxidación, la fluidización del material de soporte evitando zonas muertas por sedimentación y la velocidad necesaria para evitar lavado de biomasa.

El flujo de aire fue empleado en la operación del reactor piloto de lecho fluidizado para favorecer una buena mezcla del reactor y evitar la acumulación de partículas de antracita en el fondo del lecho (Di Felice et al., 1997). Esto fue comprobado con la utilización de trazador de rodamina, en el cual se observó un mezclado rápido del trazador al ingresar al reactor. Dado que se utilizó una velocidad del líquido muy baja, el flujo de aire es el responsable de propiciar la fluidización entre las tres fases. El flujo de gas fue seleccionado para evitar el flujo turbulento que propicia el desprendimiento de la biopelícula y también para favorecer la formación de la biopelícula en la etapa de puesta en marcha. Las burbujas actúan como agitadores y dirigen una mezcla rápida y una circulación global de partículas sólidas.



Foto 6. 15. Configuración final del bioreactor piloto trifásico de lecho fluidizado.

G. Velocidad mínima de fluidización

La fluidización de partículas de soporte ocurre a una velocidad lineal de fluido denominada crítica, que es dependiente de la densidad de las partículas y de la pérdida de presión en el interior del reactor. Las pérdidas de presión en un reactor de lecho fluidizado suelen describirse a partir de la ecuación de Carman-Kozeny. Dicha ecuación recoge la relación lineal que se establece entre la pérdida de presión y la velocidad del fluido ascendente (Hidalgo y García, 2002).

La fluidización se iniciará cuando la caída de presión del fluido a través del lecho sea igual al peso aparente del mismo por unidad de área. Ecuación 6.1:

$$\Delta P_{mf} = (1 - \varepsilon_{mf}) \times (\rho_p - \rho_f) \times g \times H_{mf} \quad (\text{Ec. 6.1})$$

Donde: El subíndice “mf” indica las condiciones de fluidización mínima;

ΔP_{mf} : Pérdida de presión en esas condiciones.

ε_{mf} : Porosidad del lecho.

ρ_p : Densidad de partícula.

ρ_f : Densidad de fluido.

H_{mf} : Altura del lecho en condiciones de fluidización incipiente.

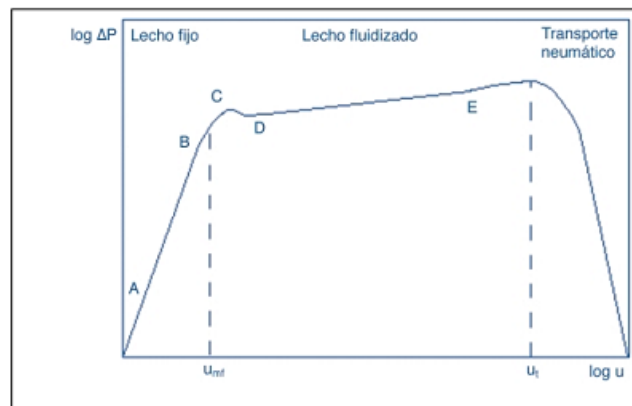


Figura 6. 4. Caída de presión en el lecho frente a la velocidad superficial.

En la figura se observa como la caída de presión del lecho permanece aproximadamente constante, desde que se vencen las fuerzas de cohesión del lecho fijo (punto C), hasta que tiene lugar el transporte de sólidos (punto E), cuando la velocidad ascensional es superior a la velocidad de sedimentación libre de las partículas y se produce el transporte neumático. La pérdida de presión del lecho en el tramo constante de fluidización será.

Ecuación 6.2:

$$\Delta P = (1 - \varepsilon) \times (\rho_p - \rho_f) \times g \times H \quad (\text{Ec.6.2})$$

Donde, ε es la porosidad del lecho en esta situación.

Cualquier expansión del lecho se puede describir matemáticamente como:

$$(1 - \varepsilon_{mf}) \times H_{mf} = (1 - \varepsilon) \times H \quad (\text{Ec.6.3})$$

H. Régimen de flujo

En un lecho fluidizado trifásico se pueden identificar tres regímenes de flujo, dependiendo del flujo de la fase gaseosa (Díez, 1991).

Régimen homogéneo con burbujas dispersas

Las burbujas son de pequeño tamaño y forman una distribución relativamente uniforme. Este régimen predomina cuando la velocidad superficial de la fase líquida es elevada y la velocidad de la fase gaseosa y la concentración de sólidos son bajas.

Régimen heterogéneo con burbujas coalescentes

En este régimen, tanto el tamaño como la velocidad de las burbujas aumenta y éstas muestran una amplia distribución.

Régimen heterogéneo con grandes burbujas

El efecto del gas cuando forma grandes burbujas es el de hacer que la parte del líquido que forma la estela circule más rápidamente a lo largo del lecho sin contribuir a la

fluidización, lo que explica que la introducción de la fase gaseosa en un lecho fluidizado sólido-líquido produzca la contracción del mismo.

Un fenómeno observado en reactores de lecho fluidizado es la aparición de corrientes verticales de partículas, unas ascendentes y otras descendentes. El efecto de esta dispersión axial se traduce en una mejor homogenización del medio interno del reactor y una facilidad de intercambio de partículas en toda la extensión del lecho.

El RTLF, presentó un régimen heterogéneo con burbujas coalescentes.

I. Fase líquida

La fase líquida constituye el medio para el crecimiento celular. En la operación del reactor piloto se utilizaron dos medios diferentes el primero para el crecimiento de la biopelícula y el segundo para el tratamiento de agua residual textil con índigo y surfactantes.

J. Carga orgánica

La carga fue seleccionada teniendo en cuenta los siguientes criterios. El intervalo inferior se eligió ya que en la sección de bioaumentación, bioadaptación y reactor batch, la concentración de color índigo utilizada para los diferentes ensayos fue de 50 mg/L. La información de la máxima concentración a la cual el tratamiento puede evaluarse es de 437.17 mg/L de índigo soluble de acuerdo a la caracterización del efluente real, ver Tabla 4.23. Las tres cargas fueron elegidas a partir de la concentración inferior para evaluar la concentración de inhibición o disminución de la remoción de color en el RTLF. Una de las concentraciones máximas a las cuales han sido evaluados los tratamientos biológicos es 100 mg/L.

K. TRH

En Khelifi et al. (2008) el aumento de WLR y la disminución de la TRH, disminuyó el rendimiento de este sistema en términos de decoloración y la eliminación de DQO explicado por el desprendimiento de la biopelícula y los fenómenos de lavado. El reactor de lecho fluidizado ha sido comprobado por evitar este fenómeno, por lo tanto en este estudio se evaluó el TRH en el que el reactor secuenciado CSTR/FFB, disminuyó su

eficiencia, es decir, en un TRH de 1 día. Los RLF han sido probados utilizando TRH de 1 día para reactores tipo tina.

6.2.2. Operación reactor discontinuo

A. Bioaumentación y bioadaptación

En la selección del inóculo que se utilizó en las pruebas en discontinuo y posteriormente en los ensayos en el reactor piloto se obtuvo que el tercer lodo presentó las condiciones de heterogeneidad de microorganismos para continuar con una bioaumentación y adaptación a las condiciones del presente estudio. Los dos primeros inóculos fueron tomados desde el canal de reciclaje de la planta de agua residual textil, La Cimarrona, presentaron buenas condiciones en términos de los parámetros presentados en la Tabla 6.12, sin embargo al realizar seguimiento en el microscopio se observó que la mayor cantidad de microorganismos presentes en el lodo eran protozoos y bacterias filamentosas. Los protozoos se encuentran en lodos viejos con baja carga o concentración de sustratos y las bacterias filamentosas son indicadores de lodo flotante, el cual genera problemas de operación en las plantas de tratamiento (Buck, 1987), por lo tanto fueron reemplazados por un tercer inóculo el cual fue tomado en el segundo reactor de la planta de agua residual textil compuesta por dos reactores de mezcla completa con reciclaje.

Las bacterias presentes están aclimatadas a las condiciones recalcitrantes de la descarga. Algunos estudios no caracterizan el lodo utilizado en la puesta en marcha de unidades piloto (Khelifi, et al. 2008), (Sokol, 2009) ya que la finalidad última es lograr un inóculo para el montaje piloto y la adherencia de las bacterias, sin embargo, en este estudio se realizó ya que a partir de un buen inóculo adaptado se pretende minimizar el tiempo de arranque en la planta piloto, ya que los tiempos empleados son usualmente largos desde 20 días hasta semanas (Haroun e Idris, 2009).

Tabla 6. 12. Caracterización de inóculo

Inóculo	pH	Turbidez	SSV	ST
1	7.26	118.3	1667	2739.6
2	7.42	154.8	559	1114
3	6.87	114,9	735	1087,5

Una alta concentración de inóculo de bacterias adaptadas al agua residual industrial sintética fue lograda. En el gráfico 6.1, se muestra la evolución en el tiempo de la solución en términos de los parámetros, pH, SST, absorbancias a 420 nm y 620 nm, SVT y ST. El pH durante la adaptación estuvo en un rango entre 6.87-7.72, este no varió con respecto a las condiciones de la fuente. Los SST incrementaron hasta una concentración de 707 mg/L. Se lograron concentraciones de SVT, ST, absorbancias de 620 nm y 420 nm de 2235 mg/L, 3372.5 mg/L, 2.454 y 2.855, respectivamente. El monitoreo de SVT y ST sólo se realizó en los primeros 6 días, debido a la no disponibilidad de equipos en el laboratorio, se continuó con el monitoreo de las absorbancias hasta el 10 día. Después de la adición de la solución con color índigo el día 5, la solución no presentó cambios significativos de los parámetros. Los parámetros que indicaron crecimiento de biomasa como SST, ST, SVT y las absorbancias fueron aumentando paulatinamente hasta lograr los valores mencionados anteriormente, esto pudo deberse a la alimentación paulatina de índigo como nueva fuente de carbono. Si bien el pH presentó una leve disminución durante el día 5, como consecuencia de la nueva alimentación de sustrato, aumentó nuevamente el 6 día no presentando cambios significativos. El inóculo final se muestra en la Foto 6.16.

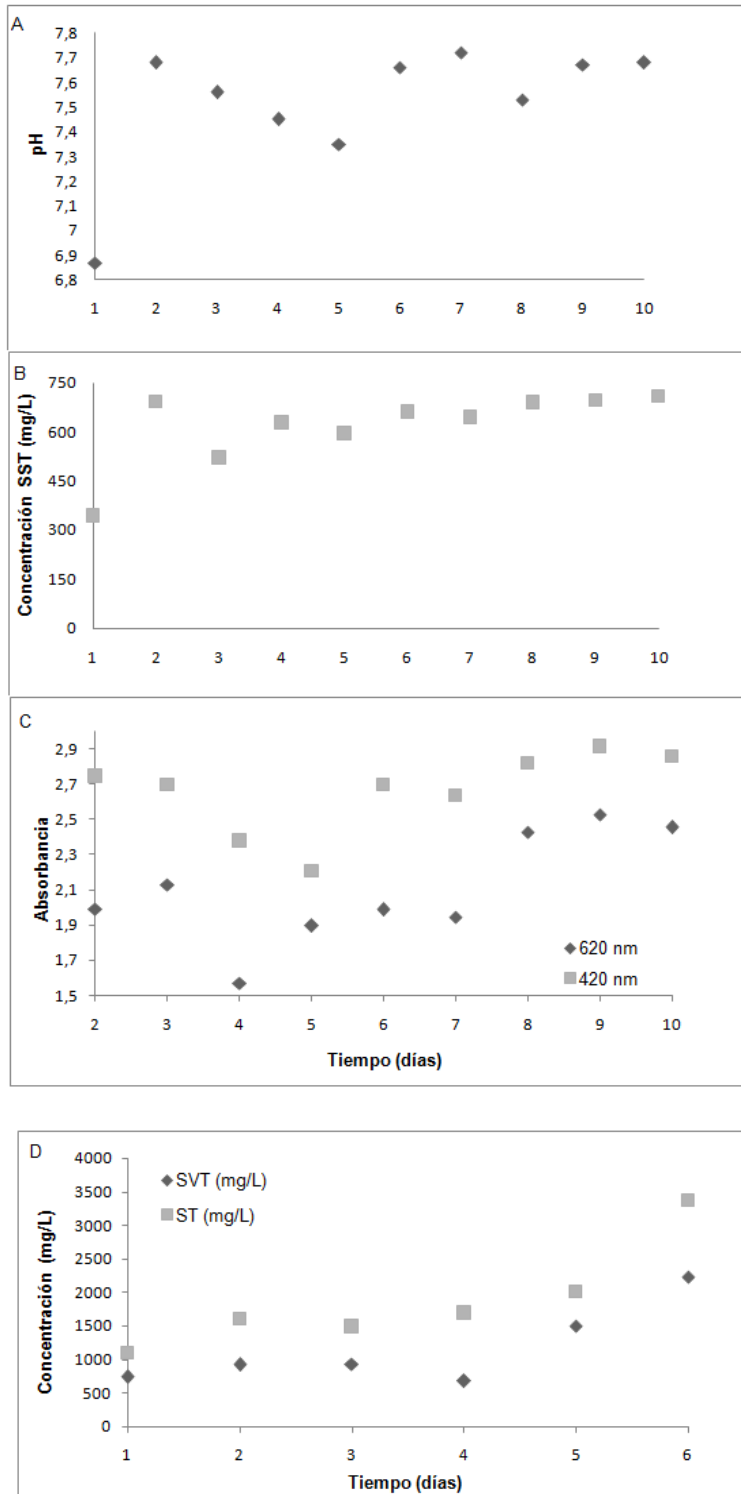


Gráfico 6. 1. Adaptación de inóculo.

A. pH. B. SST (mg/L). C. Absorbancia a 620 nm y 420 nm y D. SVT y ST (mg/L).

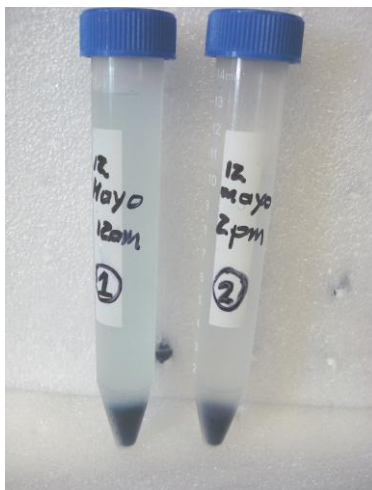


Foto 6. 16. Muestras del inóculo bioadaptado.

B. Reactor batch

Los ensayos a escala de laboratorio fueron operados por 75 horas. El objetivo de la prueba fue determinar los posibles factores que interfieren en la remoción de color. El primer ensayo consistió en un solo reactor sin blanco, el segundo fueron dos reactores uno de ellos siendo el control con inóculo y sin presencia de la luz lámpara del laboratorio. El tercer ensayo fueron dos reactores, uno como control sometidos a las condiciones de luz en las que operará el reactor de lecho fluidizado. En la Foto 6.18, se muestran los ensayos en discontinuos realizados.



Foto 6. 17. Corrida cinética

(a) Corrida cinética No.2, día 1, Izquierda muestra con inóculo y sin luz, derecha blanco sin inóculo y con luz lámpara. (b) Corrida Cinética No.2, día 2. (c) Corrida Cinética No.2, día 3. (a) Corrida cinética No.3, día 1, Izquierda blanco sin inóculo, derecha muestra con inóculo. (b) Corrida Cinética No.3, día 2. (c) Corrida Cinética No.3, día 3.

Los resultados de la experiencia se muestran en los gráficos 6.2 y 6.3. Los parámetros monitoreados fueron pH, conductividad, SST, Color Abs (670 nm), UFC/ml y absorbancias a 620, 420 y 540 nm. En el primer ensayo se observó una decoloración del agua residual en el tiempo, se observa en la Foto 6.17, ésta primera prueba permitió estipular un tiempo de decoloración de 2 días, pero se observó que, además de un efecto biológico puede existir un fenómeno fotoquímico.

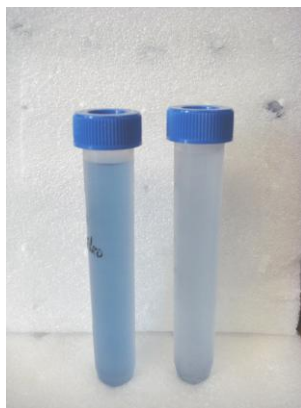


Foto 6.18. Decoloración en el primer ensayo.

En el segundo ensayo, los dos reactores estuvieron a diferentes condiciones lumínicas y con igual aireación. En un tiempo igual a 1 día en el primer reactor sin presencia de luz lámpara y con inóculo se observó ausencia de espuma. Los materiales para el segundo reactor tanto en el segundo ensayo como en el tercero no fueron autoclavados, pero no se realizó alimentación de inóculo, en él se observó igual cantidad de espuma y una disminución de color, no se observa índigo precipitado. En un tiempo igual a 2 días se observó en el primer reactor ausencia total de espuma y una disminución de color. En el segundo reactor expuesto a la luz lámpara se observó una decoloración significativa. En un tiempo igual a 3 días se observó en el primer reactor ausencia total de espuma y disminución de color. En el segundo reactor expuesto a la luz lámpara se observó una decoloración significativa y una disminución en la espuma Tabla 6.13.

Tabla 6. 13. Resultados ensayos reactor discontinuo

	2	
	Blanco	Reactor
Día 1	Disminución espuma.	No presentó cambios.
Día 2	Disminución espuma, disminución de color.	Disminución de color.
Día 3	Ausencia espuma, disminución de color.	Disminución espuma. Decoloración significativa

De los anteriores ensayos realizados se analizó que en los sistemas para decoloración a escala piloto de agua residual textil se observan varios fenómenos aún no comprobados, efecto fotoquímico, oxidación de surfactantes, decoloración del agua residual por adsorción de la biomasa en suspensión y mecanismo biológico. Khelifi, et al. (2008), evaluó los fenómenos de adsorción de índigo a la biomasa. Kasiri et al., (2008) y Mohamed et al.(2007), evaluaron la decoloración de índigo por método fotoquímico, sin embargo, utilizaron catalizadores para lograr resultados significativos, por lo tanto, este efecto puede tener una menor incidencia en la decoloración.

En el sistema biológico se observó una disminución de surfactantes en la primera fase y posterior a ello una decoloración, ésta puede haberse logrado por adsorción del color en los *flocs* formados, logrado a través de la desestabilización del sistema y la posterior insolubilización del tinte o por la oxidación del tinte a través del mecanismo biológico. En los blancos sin presencia de bacterias se observó decoloración, al tener ausencia significativa de bacterias se considera que el efecto fue fotoquímico, en este ensayo la presencia de surfactantes permaneció hasta la finalización de la prueba.

En el tercer ensayo el pH descendió hasta 6.07 para la muestra durante las primeras 17 horas. Seguido de un aumento hasta pH de 6.4 hasta las 41 horas y un descenso nuevamente hasta 5.96, luego el pH no tuvo cambios significativos. El blanco también tuvo descenso inicial hasta 6.2, seguido de un aumento hasta 6.45. La conductividad inició con una concentración de 1145 $\mu\text{S}/\text{cm}$, presentó una máxima remoción de 17.73% hasta lograr una concentración de 942 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por lo tanto el sistema no presentó remoción significativa de iones.

La concentración inicial de los SST fue 648 mg/L, se logró una remoción de 47.99% hasta

llegar a una concentración de 337 mg/L durante un tiempo de 11 horas, el tiempo seguido los SST presentaron oscilaciones crecientes hasta una concentración de 406 mg/L y decrecientes hasta una concentración de 373 mg/L. Es decir, aunque presentaron una fuerte disminución al inicio de la prueba, su valor para el reactor muestra no permite confirmar el crecimiento bacteriano con el tiempo.

La concentración inicial de color de la muestra fue de 13.62 mg/L y la final de 1.23 mg/L, se logró una remoción de 91%. El blanco, sin presencia de bacterias no presentó disminución significativa durante las primeras 11 horas, la curva comenzó a descender hasta igualar la curva de la muestra, durante la prueba se logró una remoción de 89.86%. La decoloración en el reactor muestra puede haberse logrado por las bacterias presentes en medio no esterilizados y por el efecto fotoquímico.

Las UFC (Unidades Formadoras de Colonia) muestran un aumento de la concentración hasta 450,000 UFC/ml durante un tiempo de 23 horas, luego una muerte de bacterias hasta una concentración de 110,000 UFC/ml. Se observa un incremento de la población significativa de 680,000 UFC/ml en un tiempo de 41 horas, luego una disminución hasta 300,000 UFC/ml y en el tiempo sucesivo no se observaron cambios significativos. El log UFC/ml determinado para la prueba se encuentra entre 5-6, similar a los valores reportados por Khelifi et al. (2008) para el efluente del reactor CSTR con propósitos de decoloración de índigo.

Los resultados de esta prueba revelaron que es posible utilizar un inóculo adaptado para la decoloración de agua con tinte índigo, la tendencia de las bacterias medidas a través de UFC/ml muestran dos etapas en las cuales puede existir un cambio de población de microorganismos en cada etapa de biodegradación de las diferentes fuentes de carbono presentes en el agua residual sintética.

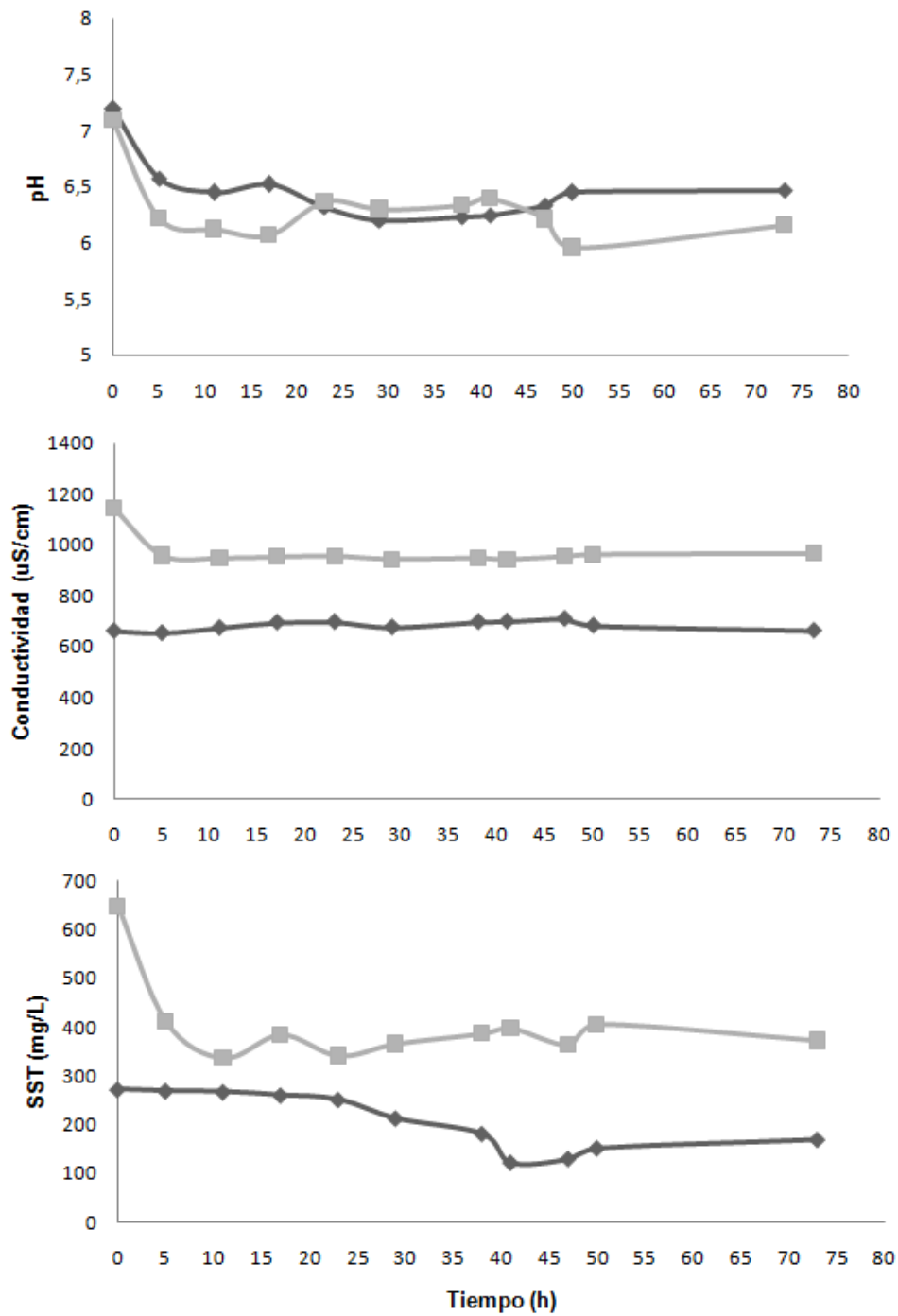


Gráfico 6. 2. Ensayo discontinuo *batch* No.3.

—◆— Blanco, —■— Muestra. A. pH. B. Conductividad $\mu\text{S/cm}$ C. SST(mg/L)

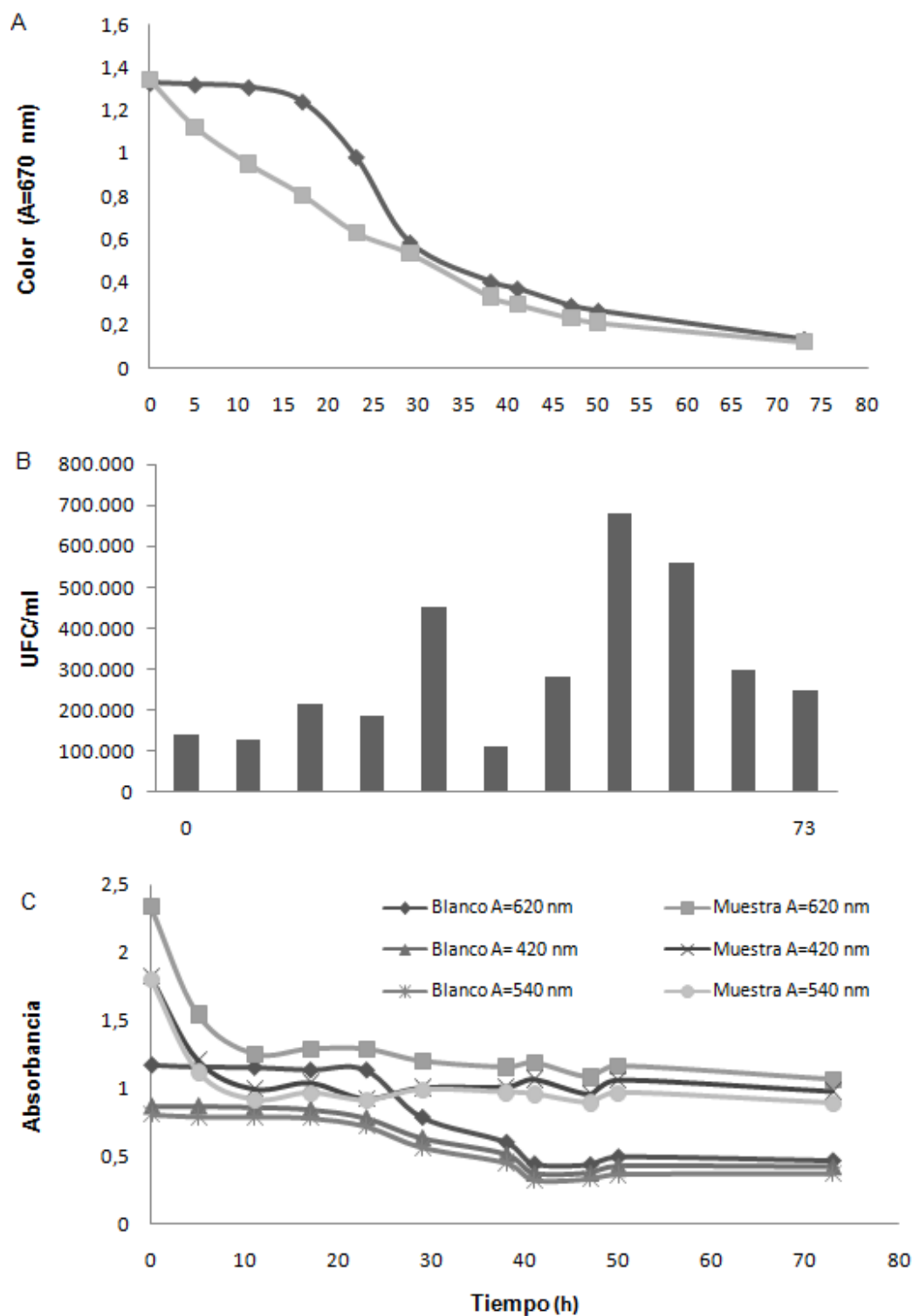


Gráfico 6.3. Ensayo discontinuo *batch* No.3.

◆ Blanco, ■ Muestra. A. Color Abs=670 nm. B. UFC/ml. C. Absorbancia a 620, 420, 540 nm.

6.2.3. Período de puesta en marcha y operación

A. Inmovilización de microorganismos en medio de soporte sólido

El objetivo de ésta etapa es la adhesión de células microbianas a la superficie del soporte. Los requerimientos del material de soporte que deben cumplirse son adhesión, resistencia mecánica, bajo costo, disponibilidad, carga superficial, hidrofobicidad, porosidad, rugosidad, diámetro de partícula, densidad, concentración, entre otros. Durante la prueba las condiciones del proceso debieron ser favorables para cumplir con el objetivo. Muchas investigaciones se han realizado con base en los mecanismos de adhesión (Busscher et al., 1995, Teixeira y Oliveira, 1999), sin embargo otros procesos pueden tener gran influencia en la formación de biopelícula tales como la turbulencia, el estrés del líquido, la erosión y abrasión promovida por colisiones entre partículas (Gjaltema et al., 1997). En la Foto 6.19 se muestra el RLF durante la prueba en discontinuo para formación de la biopelícula y en Figura 6.5 las etapas de la formación de la biopelícula. 1. Población de células individuales en la superficie. 2. Producción y adhesión de sustancias poliméricas extracelulares de forma irreversible. 3,4. Desarrollo de la arquitectura de la biopelícula. 5. Liberación de células simples desde la biopelícula. <http://prometheus.matse.illinois.edu/glossary/biofilms>.



Foto 6. 19. RLF en prueba en discontinuo para formación de biopelícula.

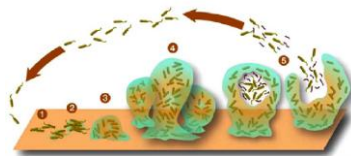


Figura 6. 5. Pasos de la formación de biopelícula.

Para la realización de ésta prueba la literatura sugiere utilizar inóculo de varias fuentes de biomasa activa en lugar de un inóculo de una única fuente. Inicialmente el objetivo era inmovilizar en el material de soporte las bacterias aisladas a partir de la descarga del efluente textil, la selección del consorcio microbiano y las pruebas relacionadas a la aclimatación y aumento de la densidad celular tomaron más tiempo del esperado, por lo tanto no se pudo utilizar en la inmovilización. El inóculo utilizado en esta prueba fueron las bacterias especializadas y aclimatadas al agua residual sintética en el modo discontinuo con el fin de disminuir los períodos de adaptación en el modo continuo. Aunque la literatura recomienda una alta relación de C/N. En este estudio una relación C/N de 20 fue suficiente para la formación de exopolímero. En reactores con alto estrés es recomendable la pre-colonización del soporte fuera del reactor en modo semicontinuo (Teixeira and Oliveira, 1998). Ésta prueba fue realizada en un reactor de 1000 L, con agitación y aireación continua, sin embargo no se logró biopelícula sobre el material de soporte, la antracita se sedimentó, posiblemente a los inconvenientes de la transferencia de masa de sustratos y nutrientes no se pudo llevar a cabo la formación. Teniendo en cuenta que las bacterias son un ejemplo de superficies cargadas negativamente, los materiales de soporte podrían ser preparados positivamente pero ésta sugerencia no es viable económicamente a gran escala (Tyagi y Vembu, 1990).

En la Foto 6.19, se muestra el RLF durante la prueba discontinua. El tiempo para la formación de la biopelícula depende de cada situación, (Haroun e Idris, 2008) para el tratamiento anaerobio de agua residual textil en un reactor de lecho fluidizado tardaron 20 días en la formación de la biopelícula logrando una concentración de 0.0752 g SSV/g soporte, la literatura reporta valores entre 0.074–0.11g SSV/g soporte. Rajasimman y Rajasimman (2007), para la digestión aerobia de agua residual con levadura, operaron el bioreactor de lecho fluidizado por 20 días para la formación de película microbiana. Sokol et al. (2009) evaluaron el estado estacionario de la carga de biomasa y lograron biopelícula en el medio de soporte después de 2 días. En el presente estudio durante los primeros días se realizó la toma de muestras del material de soporte, luego se instaló una

malla al final de la torre para evitar el lavado del material de soporte. Las muestras extraídas presentaron biopelícula adherida y la caracterización del sobrenadante reportó 735 mg/L de ST, 435 mg/L de SSV y absorbancias de 1.066 a 620 nm, 1.59 a 420 nm y 1.23 a 540 nm.

En los reactores de biopelícula siempre existe una competencia entre organismos creciendo en suspensión y organismos creciendo en la biopelícula. La formación de la biopelícula sólo ocurre bajo condiciones donde las células suspendidas son lavadas rápidamente (Heijnen et al., 1992). Esto se logra poniendo el reactor en marcha en modo discontinuo hasta que se logra una cantidad de biomasa significativa y gradualmente se incrementa la tasa de dilución (hasta lograr el TRH), hasta lograr el máximo crecimiento (Cabral et al., 2001). Durante los 5 días de la prueba se tomaron materiales de soporte, los cuales presentaron capas viscosas de consistencia gelatinosa y color marrón, se observan en la Foto 6.20.

Se observó en el microscopio la evolución de la biopelícula, se observaron *flocs* suspendidos. Ver en la Foto 6.21. La biopelícula formada en el RLF.



Foto 6. 20. Material de soporte extraído después de 1 día de operación en el RLF.

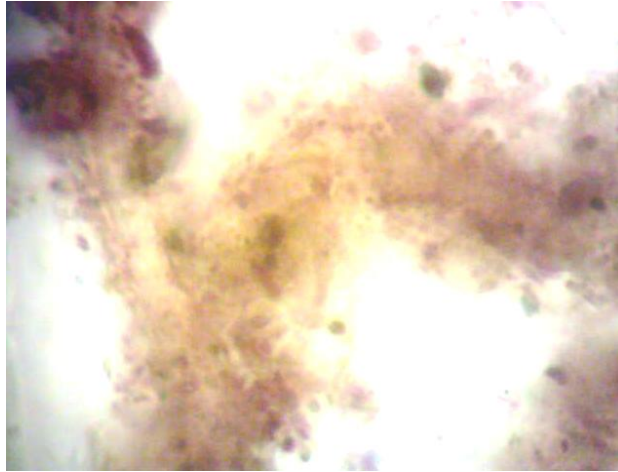


Foto 6. 21. Flocs suspendidos en el RLF.

Se realizaron tres pruebas antes del funcionamiento del reactor en modo continuo, en dos pruebas se observó crecimiento de protozoos en los *flocs* en el que sugería un lodo viejo, en la tercera la aireación no fue suficiente y se estima que se generó fermentación de la mezcla por el olor a alcohol detectado. Se mejoraron las condiciones de aireación y se realizó nuevamente la preparación del medio de cultivo y del material de soporte hasta observar *flocs* de tamaño considerable.

La mayor parte de la masa húmeda de la biopelícula es el agua (con frecuencia, más del 90%), la masa de los polímeros extracelulares, por lo general contienen polisacáridos y glicoproteínas, pueden representar el 70% o más del peso seco de la biopelícula, la fracción de microorganismos en biopelículas depende de las características metabólicas de las poblaciones microbianas y de la concentración de sustrato, ésta puede corresponder a 10% al 50% de la biomasa seca (Cabral et al., 2001).

Los polímeros extracelulares contribuyen a la adhesión inicial de las células microbianas a la superficie y a la cohesión interna de la matriz debido a los vínculos establecidos entre las cadenas poliméricas. Esta red tiende a ofrecer una cierta resistencia a la difusión de componentes, ya sean compuestos tóxicos o nutrientes, y pueden favorecer la absorción de moléculas, así como la captura y la acumulación de partículas en el exterior de la biopelícula (Cabral et al., 2001).

En la Foto 6.22 se observó el material de soporte con formación inicial de un tejido viscoso. Durante las pruebas realizadas en discontinuo se observó remoción de color a

través de la adsorción del color índigo a los *flocs* suspendidos, con la agitación del *floc*, el color se desorbía del *floc* y se dirigía hacia la fase líquida. Por lo tanto la adsorción del color ha este tejido formado sobre la biopelícula es posible.

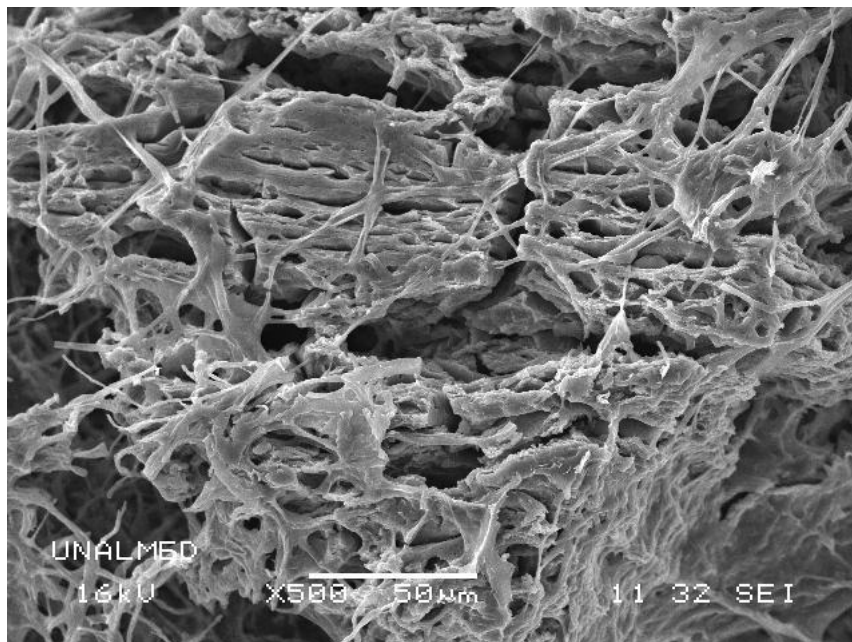


Foto 6. 22. SEM (500x). Antracita al inicio de la formación de biopelícula.

La biopelícula formada fue observada por Microscopía Electrónica de Barrido, por sus siglas en inglés, SEM, después del primer día de operación, lo que sugiere una rápida velocidad de colonización y corto tiempo de puesta en marcha. Se realizaron toma de muestras del material durante los días de operación del período de adherencia pero debido a una deshidratación del material no fue posible realizar la visualización de la biopelícula en los demás soportes seleccionados. Las imágenes siguientes fueron realizadas a un mismo material de soporte. En la Foto 6.23 se observó una gran cantidad de bacterias en matrices no homogéneas de diferentes concentraciones de células y polímeros, éstos últimos forman ondulaciones.

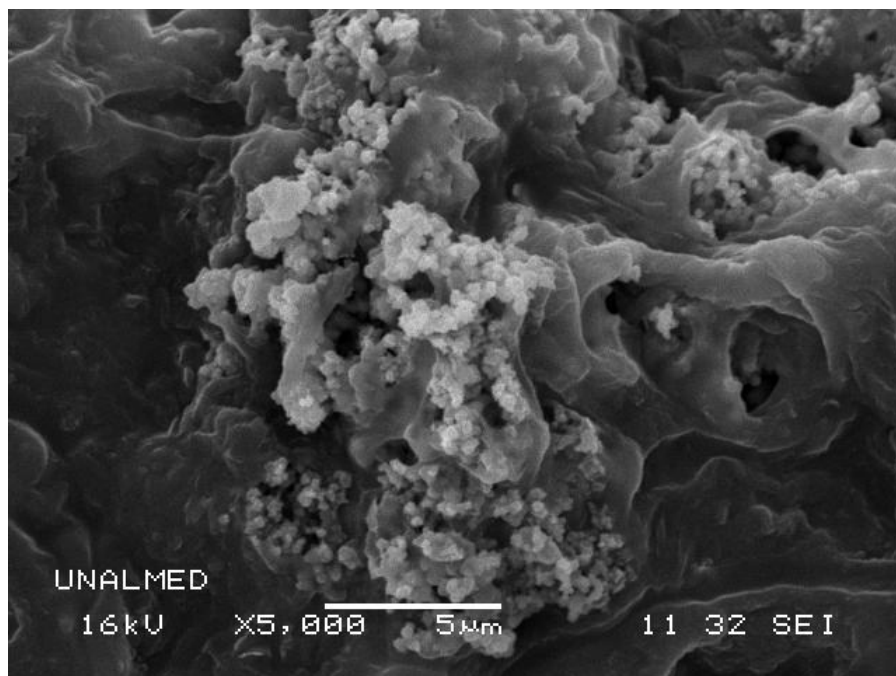


Foto 6. 23. SEM (5000x). Antracita con formación de biopelícula.

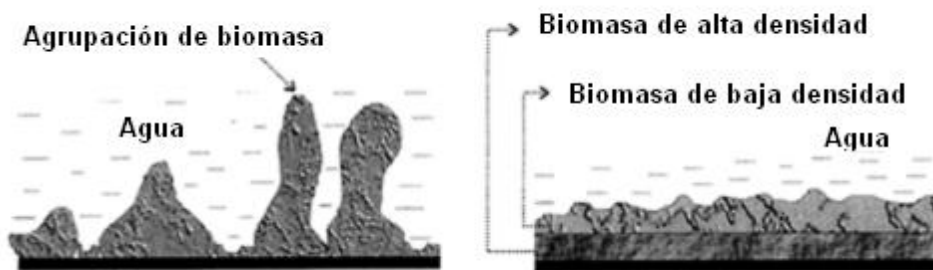


Figura 6. 6. Modelos de biomasa.

Existe cierta controversia sobre si la distribución de la biomasa se basa únicamente en forma aleatoria de las células más biopolímeros, formando "agrupaciones", separadas por canales de agua (Beer y Stoodley, 1995), o sobre la base de capas superpuestas porosas de la biomasa con diferentes densidades y composiciones (Christensen y Characklis, 1990) (Figura 6.6), tomado y modificado de (Cabral et al., 2001). Las imágenes de SEM muestran un acoplamiento al primer modelo.

En la Foto 6.24 y 6.25 se observa el crecimiento de las colonias en las cavidades de la antracita en zonas internas donde se evita el desprendimiento por colisiones entre partículas y el estrés del medio, también se observa la formación de exopolímero para la adhesión de las agrupaciones de células. La Foto 6.25 es una ampliación de la Foto 6.24.

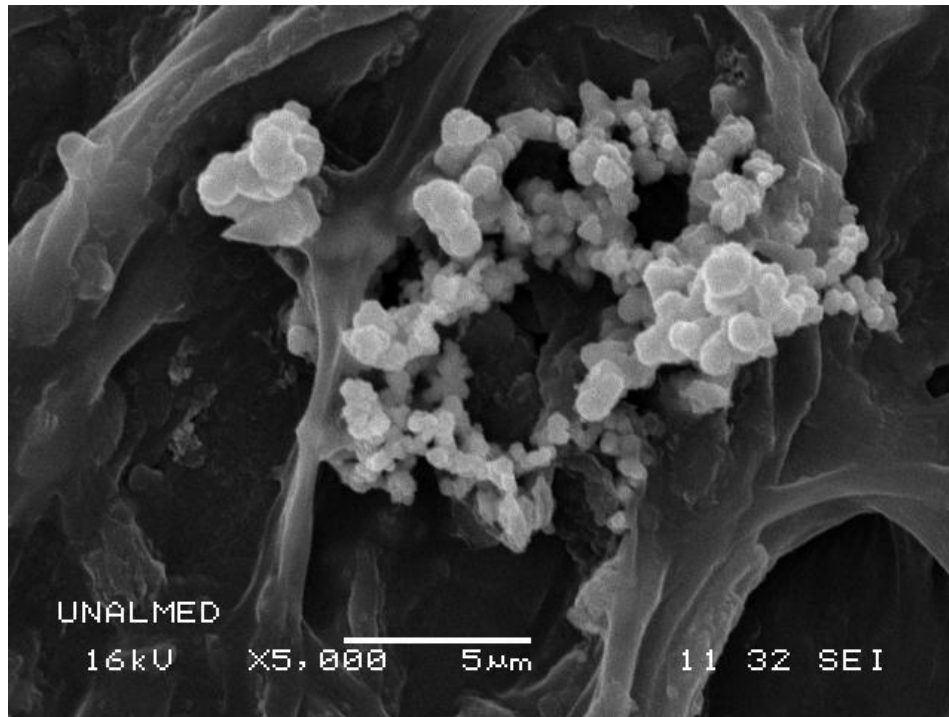


Foto 6. 24. SEM (5000x). Antracita con formación de biopelícula.

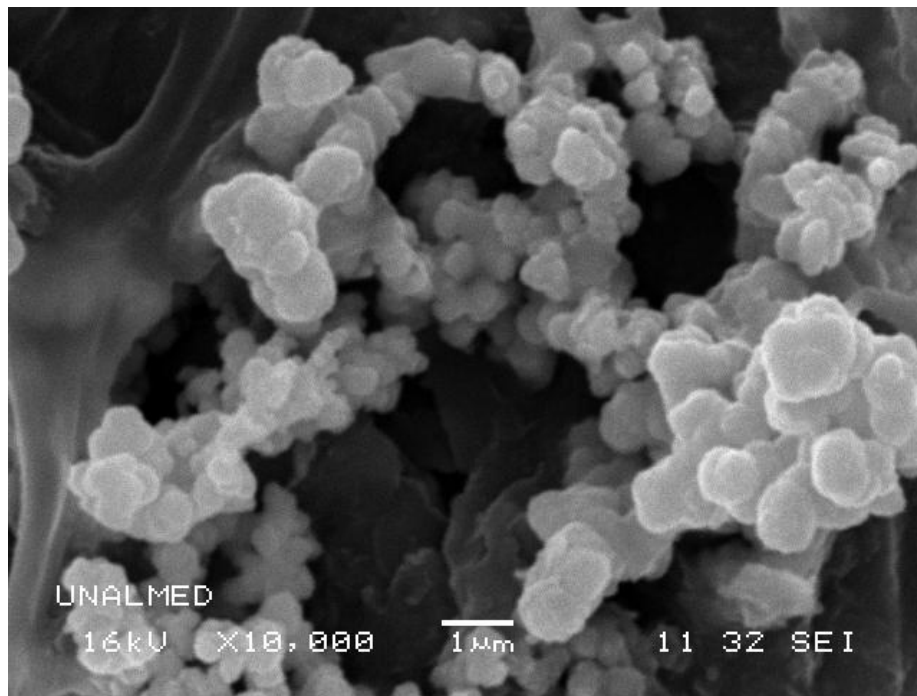


Foto 6. 25. SEM (10,000x). Antracita con formación de biopelícula.

En la Foto 6.26 se muestra formación inicial creciendo en la superficie de la red polimérica de una colonia que por su morfología y tamaño es diferente de las anteriores.



Foto 6. 26. SEM (5000x). Antracita con formación de biopelícula.

B. Efecto de carga en la remoción de color soluble

Debido a la variabilidad en la carga y concentración de color de las industrias textiles los tratamientos empleados en la recuperación de las aguas presentan deficientes resultados. Teniendo en cuenta la información de parámetros medidos por la empresa Fabricato y el muestreo realizado por el presente estudio, para un proceso de lavado de tela teñida con índigo la DBO de la descarga varía en un rango entre 232 - 258 mg/L, la DQO entre 927.3 – 3083 mg/L, el pH entre 11.18 – 12.5. La DBO y el pH no presentan un rango muy amplio, pero la DQO si presenta mucha variabilidad. La literatura, utiliza la relación DBO/DQO para determinar un vertido como orgánico e inorgánico, para una $DBO/DQO > 0.6$ es un vertido orgánico, fácilmente depurable de forma biológica, para una $DBO/DQO < 0.2$ es un vertido inorgánico difícil de depurar de forma biológica, de ahí que se espere una baja o alta eficiencia de un tratamiento biológico para recuperación o reuso del agua residual. El presente estudio utilizó un efluente sintético, la relación teórica de los parámetros DBO y DQO total fue de 0.4, sin embargo el promedio de algunos resultados de DBO y DQO durante los días de operación de la planta fue de 0.27 para la fase I y para la fase II fue de 0.12. Es decir, es más probable que el tratamiento biológico

logre una alta eficiencia en la fase I que en la fase II. Sin embargo los resultados de la DBO realizados en el estudio no son reproducibles, lo cual se comentará más adelante, por lo tanto la relación DBO/DQO no tiene suficiente veracidad para determinar el carácter del efluente textil simulado.

El objetivo de ésta etapa del estudio fue determinar si el reactor trifásico de lecho fluidizado con biomasa inmovilizada es un sistema estable de remoción de color azul índigo sujeto a perturbaciones de carga y concentración de color. Los reactores de lecho fluidizado se han sugerido como reactores con capacidad de tolerar cambios de condiciones de operación evitando el desprendimiento de la biopelícula y los fenómenos de lavado. En la eficiente operación de este tipo de reactores existen muchas variables que influyen en la estabilidad, como se mencionó en el apartado de biofluidización trifásica, sin embargo, es de interés práctico la influencia de los siguientes parámetros operacionales, carga orgánica, por sus siglas en inglés, WLR, TRH, DQO, flujo de gas, flujo del líquido, en el desarrollo de un reactor trifásico de lecho fluidizado. En Khelifi, (2008) se evaluaron los parámetros TRH y WLR en un sistema aerobio combinado usando un CSTR (Reactor continuo de tanque agitado) y tres bioreactores de lecho fijo (BLF) en serie. El CSTR trabajó con cargas entre 920 y 3700 mg/Lxd y el BLF entre 90-730 mg/Lxd. El sistema presentó altas eficiencias de remoción de DQO y color 97.5% y 97.3%, respectivamente, obtenido en un TRH de 4 días y una WLR de 290 g/Lxd. En Manu y Chaudhari (2003), se llevó a cabo la decoloración de índigo en un reactor semicontinuo con un TRH de 5 días, logrando una remoción de 95% de color y 90% de DQO. Con la siguiente evaluación se espera determinar si el reactor trifásico de lecho fluidizado puede tolerar choques de carga utilizando un bajo TRH.

Los estudios desarrollados a escala de laboratorio y piloto han utilizado efluentes de agua residual industrial textil real y simulada. El índigo en estado de oxidación es una molécula insoluble. Los estudios utilizando efluente simulado han preparado el baño tina de manera convencional en el cual se obtiene un índigo insoluble, fácilmente removido o separado por procesos físicos. El agua residual del proceso de lavado de teñido de tela índigo obtenida en el plan de muestreo presentó características de color índigo soluble e insoluble, además de otras fuentes de carbono. El efluente simulado en este estudio logró presentar iguales características de color índigo soluble e insoluble en presencia de tres surfactantes de tipo no iónico utilizados en preparaciones de agua de teñido para

tintes tipo tina, a quienes se les atribuye la propiedad de mantener el color índigo en solución, por lo tanto el estudio realizado utilizó información inicial más cercana a la problemática de la contaminación ambiental generada por las tintorerías.

A diferencia de otros reportes en este estudio se evaluó el efecto de la concentración de color en la eficiencia de remoción de color soluble de un bioreactor trifásico de lecho fluidizado utilizando como material de soporte la antracita. El efluente fue evaluado no sólo en términos de color soluble e insoluble, sino también otras variables como DQOt, DQOs, T, pH, OD, POR, conductividad, ST, SVT, SST, SDT, se realizó seguimiento a los surfactantes en 400 nm y a la biomasa a través de varias absorbancias en nm a 420, 540, 620, 660 y UFC/ml en el efluente de la planta. La concentración de color soluble fue medida en dos filtros de diferente tamaño de poro, debido a los diferentes tamaños de partícula que se logran en el teñido de la tela índigo y en el agua residual simulada. Los parámetros se monitorearon en iguales condiciones de aireación, TRH y con tres cargas orgánicas diferentes entre 50, 70 y 100 mg Color /L.d.

El protocolo de DBO total fue programado inicialmente en la metodología y una labor de calibración y validación fue desarrollada de forma dispendiosa y rigurosa, sin embargo, los resultados realizados no son reproducibles, para reportar reproducibilidad se deben realizar mínimo tres muestras ya que el método de la DBO por respirometría es muy variable en resultados, sólo fue posible realizar un análisis por muestra ya que el laboratorio de biorremediación y desarrollo tecnológico cuenta con un equipo compuesto de seis sensores de DBO, el protocolo de DBO se realizó cada cinco días, los seis frascos fueron evaluados para el estándar, el blanco y cuatro muestras. Para los últimos días de operación de la planta no se desarrolló el protocolo debido a que las muestras no cumplían con los mínimos días de refrigeración como requisito para la realización de la prueba de DBO. El manual para la validación y calibración de la prueba de DBO, ortofosfatos y DQO se desarrolló como producto de la tesis, útil para las siguientes evaluaciones en el laboratorio de biorremediación y desarrollo tecnológico.

A.1. Fase 1

Después de lograr la adherencia del inóculo y confirmar una concentración de biomasa apropiada para la remoción de color, se preparó en el reactor CSTR el baño tina o efluente textil simulado, para alimentar continuamente la unidad de lecho fluidizado, en el

anexo en la Tabla 7.20 se citan las relaciones de los compuestos químicos utilizadas en cada tanda preparada. Después del período de adaptación se aplicaron tres etapas de carga volumétrica 50, 100 y 70 mg Color /L.d, aplicadas por 11 días de operación (Gráfico 6.4, A, Video 6), con TRH de 24 h. Cada carga fue monitoreada por 3 días. Durante los primeros 5 días se operó con la carga de 50 mg Color /L.d.

El período de adaptación fue logrado hasta obtener una remoción de DQO total y color soluble casi constante, el promedio de la remoción de color soluble (filtro de 4 μm) y DQO total durante los primeros dos días fue de 75,05% y 33%, respectivamente (Gráfico 6.6, B, 6.8, B). Sin embargo se logró una remoción de color soluble con filtro de 0,45 μm del 88% durante el segundo y el tercer día, pero considerando los dos parámetros mencionados anteriormente, color soluble (filtro de 4 μm) y DQO total, se decide comenzar la fase de la carga el tercer día de operación de la planta (Tabla A.24). La adaptación y aclimatación de la biomasa inmovilizada y suspendida ocurre cuando el tiempo de decoloración llega a ser casi constante (Buitrón, 2004).

El pH durante esta primera etapa no presentó cambios significativos de los valores de afluente y efluente, los promedios fueron de 7.1 y 6.8, respectivamente (Gráfico 6.4, A), el cual se encuentra dentro del rango utilizado en la etapa de bioaumentación.

El agua residual textil simulada presentó variación de la concentración de oxígeno disuelto en el afluente, ya que es probable que durante los días de operación en el tanque de alimentación se transformaron compuestos consumiendo el oxígeno disponible. El reactor de lecho fluidizado logró un efluente uniforme en términos de oxígeno disuelto, durante los días de la fase I, el promedio de la concentración de oxígeno disuelto fue de 7,3 mg/L. En el afluente se disminuyó considerablemente el oxígeno disuelto, la reacción de reducción del efluente pudo continuar su curso en el tanque de alimentación debido a que la unidad no contaba con un sistema de refrigeración que impidiera cualquier tipo de reacción (Gráfico 6.5, A).

Las condiciones de aireación proporcionaron un afluente variable en la concentración de sulfitos y tiosulfatos producidos en la reducción del índigo representado en aumento en los valores de conductividad, el promedio de la conductividad durante ésta primera etapa fue de 700,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no hubo remoción significativa durante los dos primeros días de la

fase, salvo el quinto día donde se removió 35% de los iones presentes en el agua textil (Gráfico 6.5, C).

Las preparaciones realizadas del efluente sintético fueron determinadas para lograr la concentración de índigo de la respectiva fase. El promedio de las concentraciones de color soluble (filtro de 0,45 μm) en el afluente y efluente fueron de 9,7 y 2,5, mg/L (Gráfico 6.6, A, Tabla A.24,), lo cual indica que la tanda realizada en el baño tina aireó el efluente produciendo una mayor concentración de índigo insoluble que soluble, aunque se realizó una medida de color aparente en el espectrofotómetro, la concentración del índigo insoluble se considera en la medida de los sólidos suspendidos totales y en la DQO total. El valor más alto de remoción de color soluble se obtuvo el tercer día de operación con 88% (Gráfico 6.6, B) y el valor más bajo se obtuvo el cuarto día de operación en el cual la variabilidad de la mezcla de alimentación suministró el valor más bajo de color soluble, durante este día de operación la concentración de afluente y efluente fueron similares, con un promedio de 2,9 mg/L (Tabla A.24), el quinto día de operación el proceso se restablece nuevamente logrando una remoción de color índigo soluble del 76.7% (Gráfico 6.6, B).

El reactor trifásico también logró remover DQO total y para verificar la transformación de los compuestos orgánicos solubles, es decir, para analizar el comportamiento de los tensoactivos no iónicos, la medición de DQO disuelta fue realizada. El tercer y quinto día, el sistema tuvo en promedio una remoción de DQO total de 89,1%, y la remoción de DQO disuelto promedio fue de 43% (Gráfico 6,8 B, Tabla A.25). El tercer día presentó la máxima remoción de DQO total durante la operación de la planta piloto, alcanzó un valor de remoción del 93% (Gráfico 6,8 B).

Durante el cuarto día los resultados de la remoción de DQO total y disuelta presentaron la misma tendencia que la remoción de color, hubo una significativa disminución de la remoción, los parámetros de operación temperatura, pH, y oxígeno disuelto no cambiaron durante este día (Tabla A.21) el único parámetro que presentó disminución notable fue la concentración de índigo soluble. Es decir, el sistema se inestabilizó con una concentración de color soluble (filtro de 0,45 μm) y DQO total de 3 y 53,7 mg/L, respectivamente. Doralice y Regina, (2001), lograron remoción de DQO del 100%

utilizando 20 mg/L de color índigo, utilizando *Chrysosporium ph*, *Philineus gilvus* en un reactor discontinuo con TRH de 4 días.

Las absorbancias a 400, 420, 540, 620, y 660 nm, presentaron la misma tendencia de la remoción del color, durante los días de operación de la planta, por lo tanto la estructura molecular del color hizo un efecto pantalla en la determinación del crecimiento de la biomasa y de los surfactantes, técnicas para separar el color de las muestras se recomiendan realizar para mejorar la determinación de la biomasa a través del método colorimétrico (Gráfico 6.7, A y B).

El log UFC/ml fueron medidos en el efluente de la planta, durante la primera fase se confirma presencia de bacterias en el efluente, con un promedio de 6,7 log UFC/ml, considerando el reactor de lecho fluidizado de mezcla completa, la concentración de bacterias en la fase líquida es igual tanto en el efluente como en la fase líquida dentro del reactor. El log UFC/ml determinado para la prueba durante los 11 días de operación se encuentra entre 5.5-6.8, superiores a los valores reportados por Khelifi et al. (2008) para el efluente del reactor CSTR con propósitos de decoloración de índigo. Durante ésta primera fase se consideró que el desempeño del reactor se debía en mayor parte a la biomasa adherida al soporte y a los *flocs* suspendidos formados durante la etapa de adherencia (Gráfico 6.9).

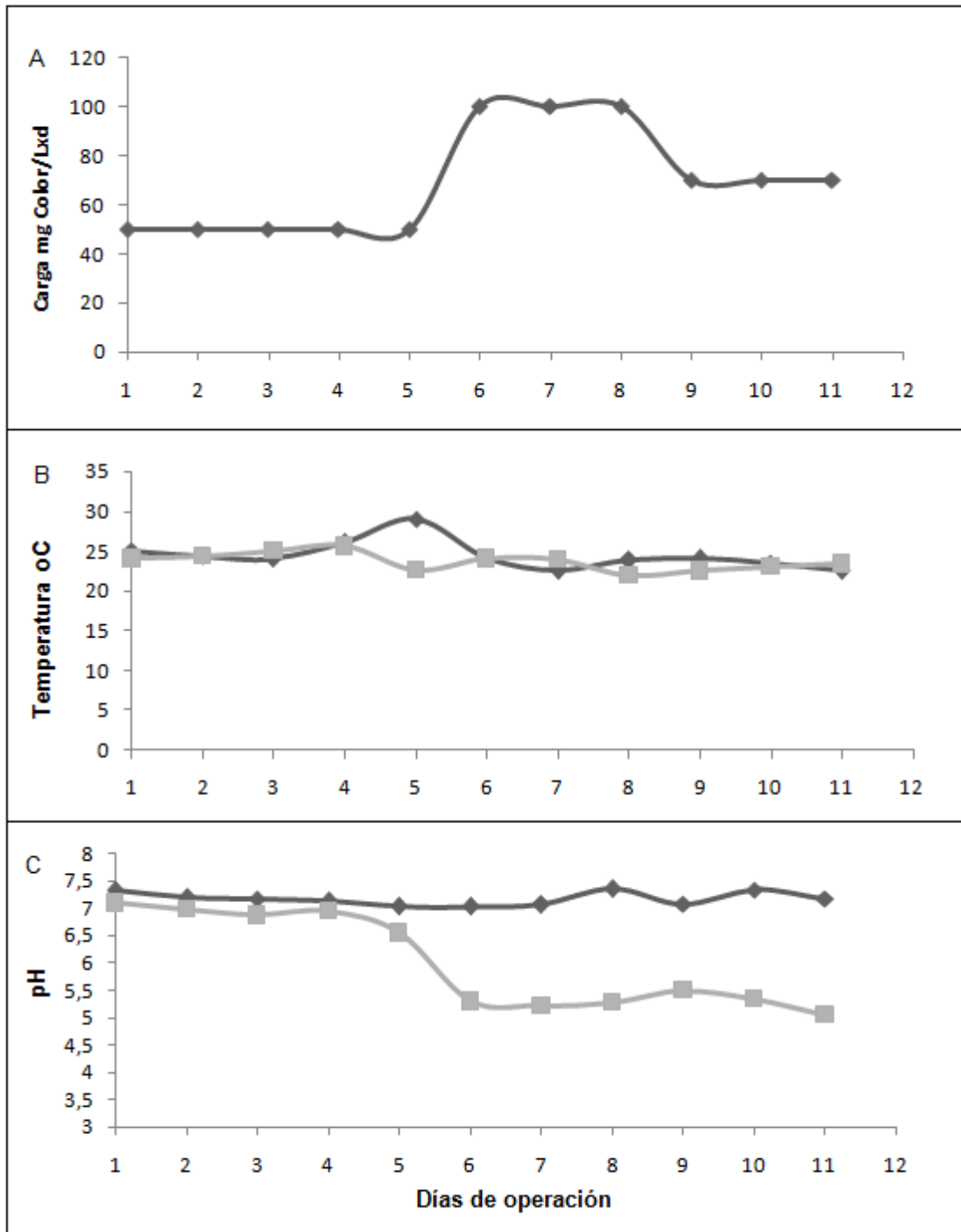


Gráfico 6.4. Cambios durante la operación del RTLF (1).

—◆— Afluente, —■— Efluente. A. Variaciones en carga mg Color /L.d. B. Temperatura. C. pH.

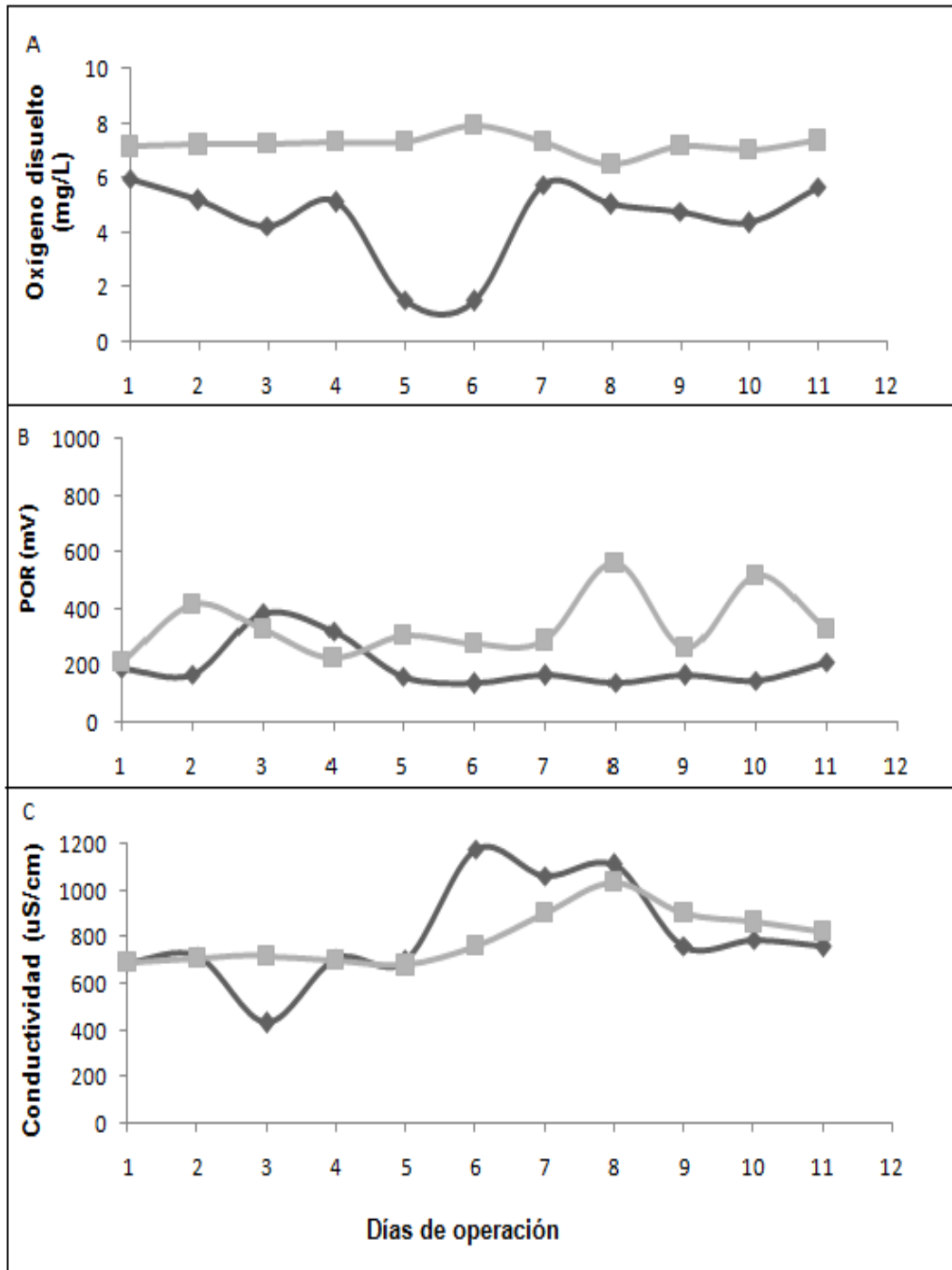


Gráfico 6.5. Cambios durante la operación del RTLF (2).

◆ Afluyente, ■ Efluente. A. Oxígeno disuelto (mg/L). B. POR (mV). C. Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

A.2. Fase 2

La segunda carga inició en el sexto día con la carga de 100 mg Color /L.d. El promedio de las concentraciones de color soluble (filtro de 0,45 μm) en el afluente y efluente fueron de 81,9 y 38,8, mg/L (Gráfico 6.6, A, Tabla A.24). El valor más alto de remoción de color soluble se obtuvo el sexto día de operación con 76,7% y el valor más bajo se obtuvo el octavo día de operación (Gráfico 6.6, B). La remoción de color soluble con filtro de 4 μm presentó la misma tendencia de la remoción analizada con filtro de 0,45 μm , aunque con una eficiencia de remoción inferior, es decir, el índigo soluble de menor tamaño fue más fácilmente removido que la molécula de color índigo con un tamaño superior de partícula. El promedio de las concentraciones de color índigo soluble (filtro de 4 μm) en el afluente y efluente fueron de 62,1 y 33,9 mg/L (Gráfico 6.6, A, Tabla A.24). La mayor eficiencia de remoción de color índigo soluble (filtro de 4 μm) fue de 73,2% (Gráfico 6.6, B).

A partir del sexto día de operación y hasta el noveno se observa una disminución continua de los valores de remoción de color (Gráfico 6.6, B), la carga utilizada en la segunda fase desestabilizó el sistema durante tres días, se observa en la (Tabla A.22) que el valor de afluente de color índigo aparente fue el mayor de los tres días de 100.4 mg/L posiblemente el mecanismo de biodegradación se inhibió por la alta concentración de sustratos y de los demás compuestos presentes en el afluente.

El valor más alto de remoción se logró a pH de 5.29 (Gráfico 6.4, C). El promedio del pH durante esta segunda etapa presentó un cambio significativo a 5.26 en los valores del efluente, manteniendo un valor promedio de pH en el afluente de 7.14. El pH en la etapa de adherencia fue de 5.15 con una concentración de oxígeno disuelto de 6.32 mg/L. El consorcio logrado puede permanecer en esta etapa con estas condiciones. Posiblemente se dio un cambio en la población dominante de la Fase 1 para aclimatarse a un nuevo incremento de carga. Esto puede ser debido a la acumulación de ácidos orgánicos. Sin embargo la razón de la acidificación no se explica completamente.

Durante ésta etapa se logró disminución de la conductividad, el valor más alto se logró el sexto día con una remoción de 35% (Gráfico 6.5, C), contrario a lo que sucedió en las demás etapas donde no hubo remoción significativa. El oxígeno disuelto en el afluente de

la planta tuvo la menor concentración el día sexto con un valor de 1,47 mg/L, pero la aireación del reactor trifásico produjo un efluente con una concentración promedio de oxígeno disuelto de 7,3 mg/L (Gráfico 6.5, A).

Durante la segunda fase la máxima remoción de DQO total fue de 76,3% lograda el sexto día, la tendencia de la remoción fue decreciente para ésta fase (Gráfico 6.8, B). La medición de log UFC/ml confirma presencia significativa de bacterias en el efluente. Es decir, que hasta el día sexto se puede determinar transformación de compuestos orgánicos a través del mecanismo biológico. El promedio de las concentraciones de DQO total en el afluente, efluente y la eficiencia de remoción fueron de 319,9 mg/L, 162,8 mg/L y 48,9% (Gráfico 6.8, A, B).

Contrario a los valores de remoción del color índigo soluble, el valor de la DQO total, representando a todos los compuestos orgánicos solubles e insolubles durante ésta fase aumentó. A partir de la segunda fase se observa un aumento en los valores de la remoción de la DQO soluble, es decir el choque de la carga empleado en la fase II permitió que los compuestos orgánicos disueltos fueran removidos o consumidos por los microorganismos. La máxima remoción de DQO disuelta fue de 96,4%, se logró el sexto día. Durante el séptimo día no hubo remoción de DQO disuelta, por el contrario hubo un aumento con respecto a los valores de entrada y de igual forma la medición de UFC/ml disminuyeron drásticamente con respecto a los valores del día anterior, lo cual puede significar una inhibición del mecanismo biológico. Durante este día la DQO total y el color soluble presentaron una disminución de su eficiencia, pero no tan significativa como el aumento de la DQO disuelta. Sin embargo, de forma general la tendencia de remoción de la DQO disuelta a partir de la fase II es creciente. Aunque en la fase II el sistema logró una remoción de color soluble se observa una disminución más notable en los surfactantes no iónicos (Gráfico 6.8, B).

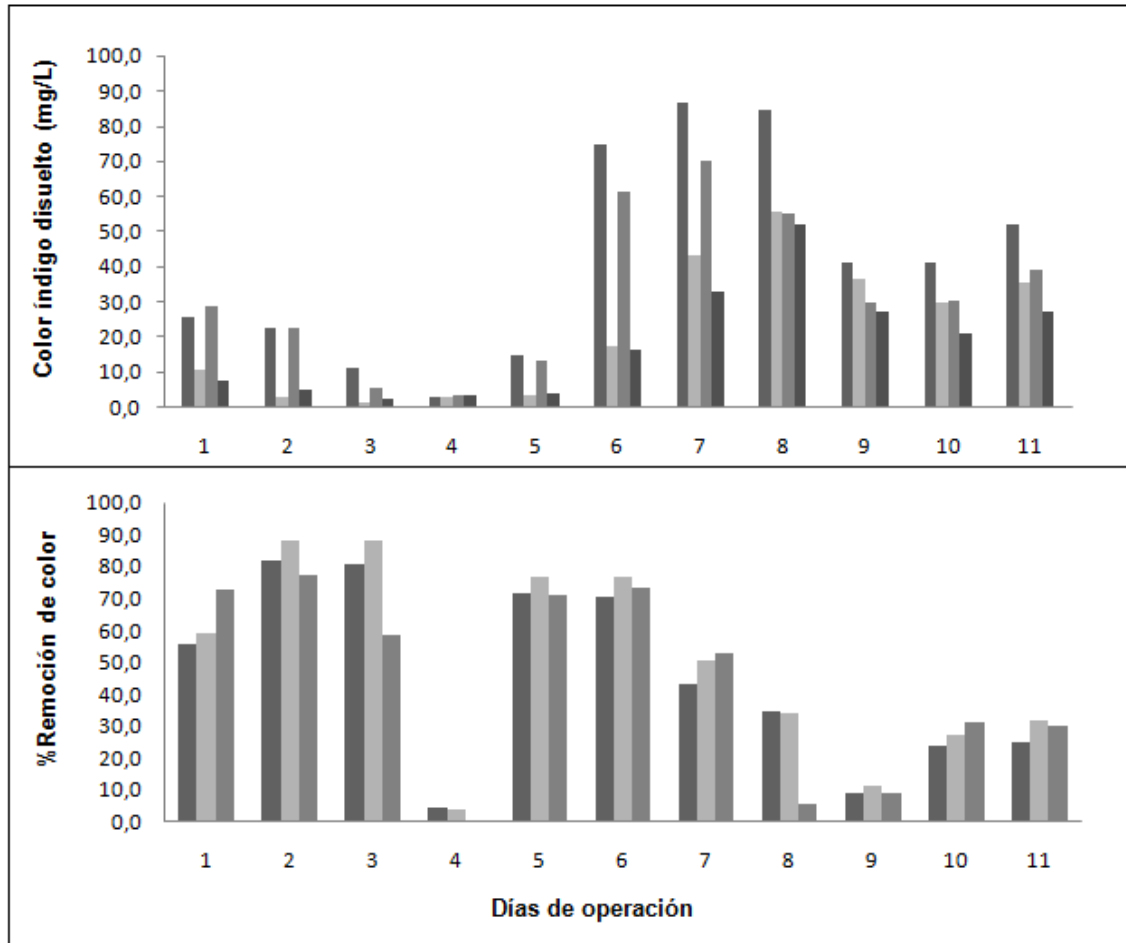


Gráfico 6. 6. Cambios durante la operación del RTLF (3).

A. Color índigo disuelto (mg/L)

■ Afluente, filtro 0,45 um ■ Efluente, filtro 0,45 um ■ Afluente, filtro 4 um ■ Efluente, filtro 4 um

% Remoción de color aparente y disuelto.

■ Color aparente" ■ Color soluble, filtro 0,45 um ■ Color soluble, filtro 4 um

. B.

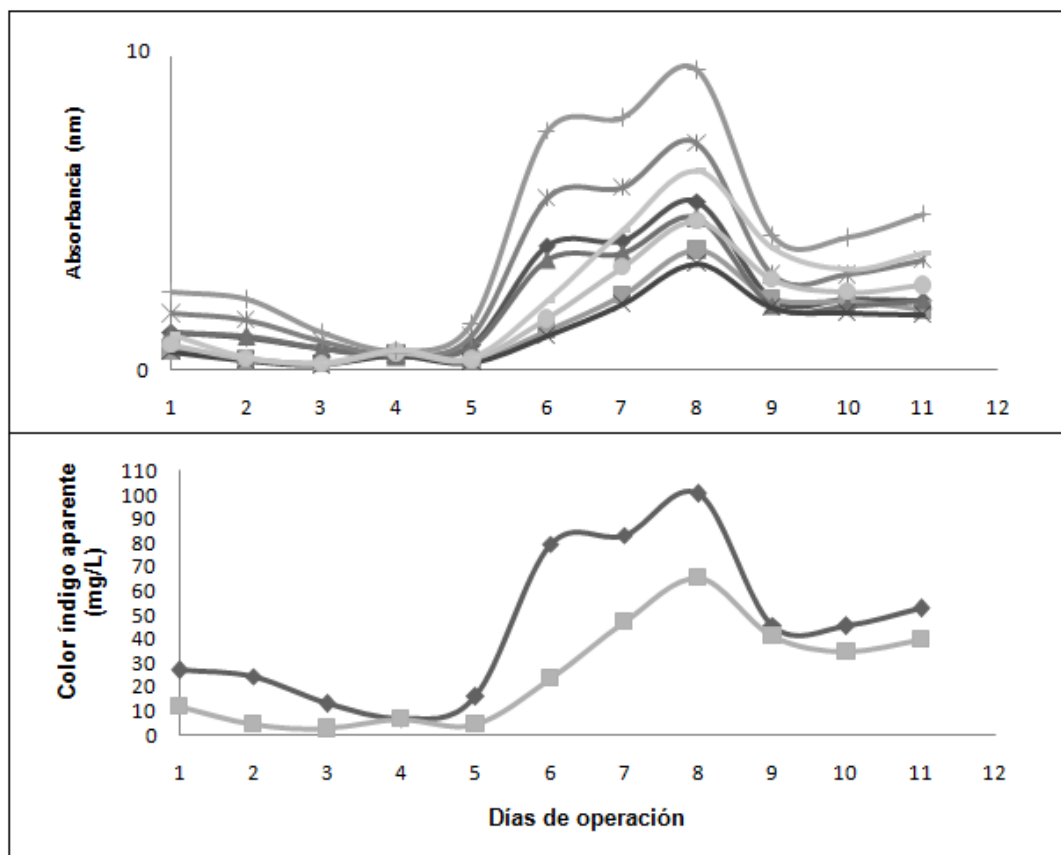


Gráfico 6. 7. Cambios durante la operación del RTLF (4).

A. Seguimiento biomasa a través del método colorimétrico

◆ Afluente-abs 420 nm ■ Efluente-Abs 420 nm ▲ Afluente-Abs 540 nm ✕ Efluente-Abs 540
 ✱ Afluente-620 nm ● Efluente-620 nm + Afluente-660 nm — Efluente 660 nm

B. Color índigo aparente (mg/L). ◆ Afluente, ■ Efluente.

A.3. Fase 3

Para terminar con el análisis de los efectos de la carga en la eficiencia de remoción, el noveno día se inició con la carga de 70 mg Color /L.d. En términos generales los máximos valores de remoción se lograron en la DQO disuelta, la remoción de color soluble en los dos filtros disminuyó con respecto a la fase anterior durante el noveno y el décimo día, para el último día se observa un aumento en la eficiencia de remoción de color. La eficiencia de remoción de color índigo soluble logró valores muy similares en los dos filtros, en promedio fue de 23,5% (Gráfico 6.6, B).

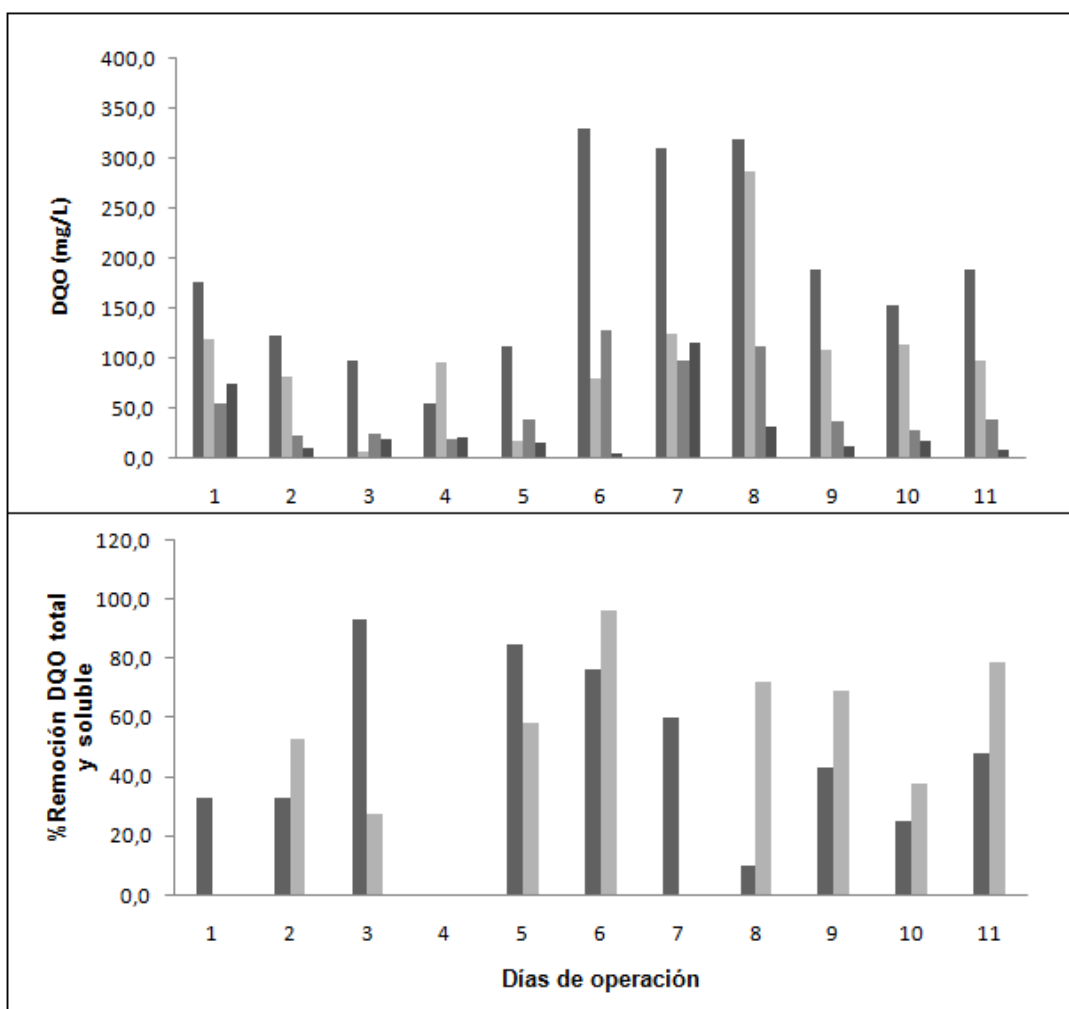


Gráfico 6. 8. Cambios durante la operación del RTLF (5).

A. DQO total y soluble (mg/L).

■ Afluente, DQO total ■ Efluente, DQO total ■ Afluente, DQO soluble ■ Efluente, DQO soluble

B. Eficiencia de remoción de DQO total y soluble

■ DQO total ■ DQO soluble

El último día comienza a notarse un incremento en los valores de remoción de color soluble y de DQO total y disuelta. El sistema logra una máxima remoción de DQO total y DQO disuelta de 47,9% y 78,9%, respectivamente (Gráfico 6.8, B). Como se mencionó en la fase II, la tendencia de la disminución de bacterias se hizo evidente a partir del séptimo día, sin embargo se encuentra dentro del rango para considerarse su función en

la degradación del efluente, es probable que durante la fase III se presentó un mecanismo de remoción de compuestos orgánicos de carácter físico y biológico.

El promedio del pH durante esta tercera etapa fue de 7.2 para el afluente y de 5.29 para el efluente, posiblemente la población dominante de bacterias de la etapa 2 continuó en esta etapa (Gráfico 6.4, C). Durante ésta etapa no se logró disminución de la conductividad.

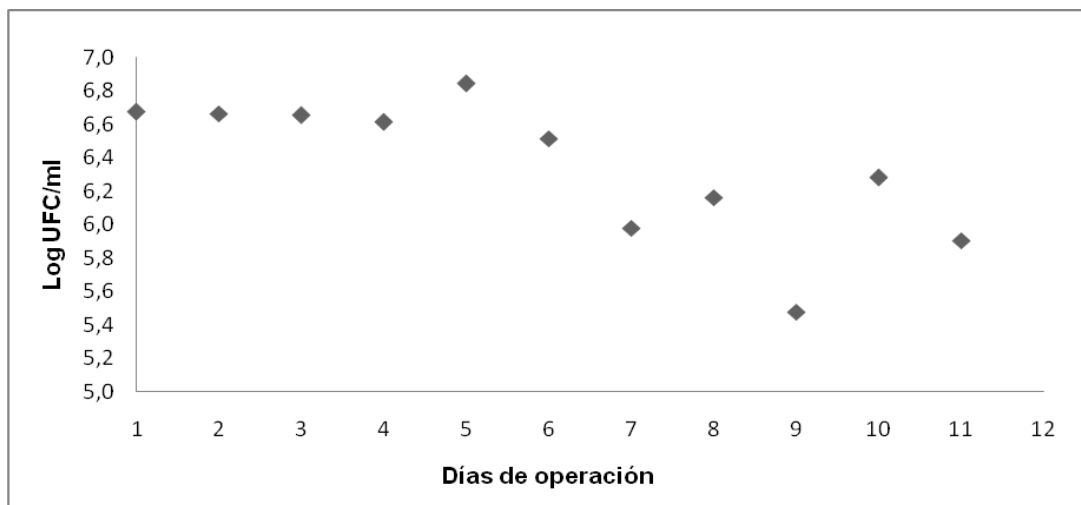


Gráfico 6. 9. Log UFC (Unidades Formadoras de Colonia). A. Efluente de la planta piloto.

CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

7.1. CONCLUSIONES

7.1.1. Escala de laboratorio

En este estudio se llevó a cabo la decoloración de un efluente industrial simulado de la industria textil compuesto principalmente por índigo (C.I.Vat Blue 1) ditionito de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) y tres surfactante no iónicos.

Se obtuvieron seis bacterias, con capacidad de consumo de índigo como fuente única de carbono y energía, potencial degradativo útil en el tratamiento biológico. Los parámetros de cultivo que favorecieron el crecimiento microbiano a escala de laboratorio teniendo en cuenta los beneficios de bioestimulación se definen a un pH de 7, una agitación de 130 rpm y una temperatura óptima de crecimiento dentro de un rango de 25-30 °C.

La actividad metabólica concertada del consorcio III que consta de cuatro cepas bacterianas presentó como resultado un aumento de la eficiencia de decoloración del tinte índigo (C.I.Vat Blue 1) en comparación con la eficiencia de remoción presentada por las distintas cepas en cultivos axénicos.

Se intento mineralizar el colorante con la finalidad de remover el color del efluente pero el estudio mostró que el proceso de decoloración principalmente puede darse por la desestabilización del complejo surfactantes-índigo dada por la acción de las bacterias sobre los surfactantes. Lo anterior adiciona interés sobre el consorcio desarrollado ya que potencialmente puede actuar sobre surfactantes presentes en aguas residuales industriales textiles. El consorcio desarrollado presentó una decoloración significativamente alta, lo que indica la aplicabilidad de este método para el tratamiento de aguas residuales textiles.

7.1.2. Escala piloto

De cuatro materiales de soporte de diferente origen evaluados se llegó a la elección de la antracita como material de soporte de inmovilización por las siguientes ventajas, no presentó inhibición en el crecimiento bacteriano, posee facilidades para la fluidización, el

material presenta características apropiadas de rugosidad, área superficial y porosidad, lo cual facilita el crecimiento de bacterias en la superficie y es de fácil adquisición y costo.

El inóculo tomado de una planta de agua residual industrial textil a través de la biodaptación para lograr bacterias especializadas a un medio con fuente de carbono y compuestos tóxicos diferentes a los presentes en su medio nativo logró minimizar los tiempos de puesta en marcha y operación en estado estacionario.

Los ensayos de laboratorio en reactor con operación en discontinuo mostraron que el tratamiento biológico para tratamiento de agua residual industrial textil con color índigo logró una buena disminución de color. Existen varios fenómenos aún no comprobados que pueden ocurrir en la decoloración del agua residual sintética (1) adsorción física del color sobre la biomasa de las bacterias suspendidas, (2) efecto fotoquímico y (3) oxidación biológica.

El inóculo adaptado formó biopelícula sobre la antracita en competencia con microorganismos suspendidos, los registrados también mostraron material de soporte en el que no hubo crecimiento significativo de bacterias ni recubrimiento de red polimérica por lo tanto los procesos que pueden llevarse a cabo durante la etapa de tratamiento de agua residual textil son: adsorción física, absorción y oxidación superficial. Durante el modo continuo de flujo de agua residual industrial sintética la biopelícula formada durante el proceso discontinuo pudo haberse conservado o cambiado para el proceso de remoción de la carga contaminante. El soporte tiene habilidad para la colonización microbiana.

Durante las fases I, II y III el reactor trifásico de lecho fluidizado presentó decoloración de agua residual industrial textil simulada con color índigo soluble de diferentes tamaños de partícula y remoción de DQO total y soluble representando los surfactantes no iónicos empleados en este estudio.

La concentración de bacterias que se obtuvo en la fase I, mostró que la estrategia de bioadaptar un inóculo al efluente textil simulado minimiza los tiempos de arranque del reactor en continuo sin requerir de largos tiempos de operación en lote para la formación

temprana de biopelícula y evita la utilización de fuentes alternas de carbono para la operación de la planta piloto.

De las tres fases evaluadas las fases I y II fueron las que presentaron mejores resultados de decoloración y remoción de DQO y en la fase III los compuestos orgánicos, incluidos en la DQO soluble.

La carga másica de la fase II utilizada en la operación de la planta piloto perturbó el sistema en términos de remoción de color, sin embargo no ocurrió lo mismo en los otros parámetros de monitoreo. Lo cual indica que la alta concentración de color y demás compuestos que pertenecen al efluente como iones de sulfato inhibe el mecanismo de remoción de color pero en cambio el mecanismo de remoción de surfactantes no iónicos se ve favorecido.

Los resultados del estudio mostraron que durante la operación de la planta piloto en sus períodos de adaptación y puesta en marcha existió una considerable concentración de bacterias, por lo tanto, el mecanismo biológico en la degradación del efluente textil persistió durante las tres cargas de contaminación. Este pudo desarrollarse en los flocs suspendidos o en la biomasa inmovilizada en el material de soporte.

Los resultados mostraron que el reactor trifásico de lecho fluidizado es un sistema capaz de tratar efluentes residuales textiles lo cual tiene ventajas sobre otros sistemas de tratamiento convencionales.

Los objetivos de la tesis se cumplieron ya que se evaluó la adaptación de un consorcio microbiano nativo y la viabilidad de utilizarlo en un sistema de biopelícula para remoción de color índigo soluble en efluente simulado de tintorería y se determinó el efecto de la carga y concentración de color índigo azul en la remoción de color. Adicionalmente se evaluó la eficiencia del sistema piloto en términos de otros parámetros como DQO total y soluble y se realizó un aislamiento de bacterias nativas de efluente textil conformando con ellas un consorcio microbiano nativo con potencial degradativo de efluentes textiles.

El presente trabajo contribuye al entendimiento del tratamiento de aguas residuales industriales textiles complejas al emplear agua residual industrial textil simulada en la cual

se utilizó mezclas de productos auxiliares de tintura y dispersantes en tinturas con colorantes tinas, las cuales permitieron la formación de color índigo soluble, con mayor dificultad para ser removido de las aguas residuales.

7.2. PERSPECTIVAS

7.1.1. Escala de laboratorio

Para finalizar el estudio, la identificación de las bacterias que conforman el consorcio mediante técnicas moleculares se desarrollará en una etapa posterior, ya que dentro de la gestión de los recursos se adquirió el servicio de secuenciamiento y los materiales necesarios para las pruebas respectivas.

Debido a los estudios previos de bioaumentación necesarios para lograr una alta concentración del consorcio microbiano nativo aislado, este no pudo ser utilizado en la escala piloto, sin embargo es necesario desarrollar los ensayos en discontinuo para realizar la evaluación en la escala piloto con dicho consorcio aislado.

Para extrapolar las ventajas del consorcio microbiano se propone evaluar la biodegradación utilizando otros colores de interés textil.

7.1.2. Escala piloto

El estudio fue la etapa preliminar de una investigación que debe continuar ya que inició el camino de dos etapas importantes la primera el estudio del consorcio microbiano nativo y la segunda la instalación y el montaje de un reactor piloto de lecho fluidizado, el cual debe ser operado a largo plazo y adaptarlo para la continuidad de la investigación.

El estudio propone continuar con la investigación aclarando los fenómenos que participan en el tratamiento del agua residual industrial textil para optimizar las diferentes variables que intervienen en el funcionamiento del reactor trifásico de lecho fluidizado y determinar con mayor rigurosidad la calidad del efluente de la planta piloto para analizar la posibilidad de reutilización en el proceso textil. Durante el proceso biológico se recomienda realizar estudios microbiológicos usando herramientas moleculares para conocer de una manera más completa los microorganismos involucrados en el desempeño del reactor y así comprender el mecanismo biológico.

Para estudios a futuro y con el fin de escalar el tratamiento evaluado en el presente estudio se propone realizar un plan de muestreo global de las descargas de la empresa textil, según los resultados de los parámetros determinar cuales descargas de agua son más viables para reutilizar y proponer sistemas de tratamiento secuenciado, los cuales según las características del agua industrial a utilizar en cada etapa del proceso de la tela permita reutilizar las descargas textiles.

Para la continuación del presente estudio se propone evaluar la operación de la planta piloto de lecho fluidizado utilizado como flujo de alimentación el efluente real de una planta de teñido de índigo con la inmovilización del consorcio microbiano nativo aislado como resultado de este estudio. También se propone evaluar la eficiencia de remoción utilizando como afluente otros efluentes de otros tipos de teñido iniciando con color tipo tina o colores con estructuras moleculares similares, para extrapolar la efectividad del tratamiento a otro tipo de efluentes.