



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN
INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA

DISEÑO DE REACTORES EMPACADOS PARA LA
REMOCIÓN DE COLOR EN AGUAS RESIDUALES
INDUSTRIALES

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA
(AMBIENTAL-AGUA)

P R E S E N T A :

FRANCISCO ALEJANDRO ALATORRE
ACOSTA

TUTOR:

DRA. GABRIELA MOELLER CHÁVEZ

MÉXICO D.F 2007



JURADO ASIGNADO:

Presidente: DR. GERMÁN BUITRÓN MÉNDEZ

Secretario: M.C. MARISELA BERNAL GONZÁLEZ

Vocal: DRA. GABRIELA MOELLER CHÁVEZ

1^{er.} Suplente: DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ

2^{do.} Suplente: DR. PANDIYAN S. THANGARASU

Lugar donde se realizó la tesis:

FACULTAD DE INGENIERÍA CAMPUS MORELOS

TUTOR

DRA. GABRIELA MOELLER CHÁVEZ

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

A CONACyT por la beca otorgada para la realización de los estudios de Maestría en Ingeniería.

A la Universidad Nacional Autónoma de México a través de la Facultad de Ingeniería Campus Morelos por el apoyo brindado para la realización del trabajo de tesis.

A la Dra. Gabriela Moeller Chávez, por su apoyo brindado para la realización del presente trabajo, por sus valiosas enseñanzas y por haberme brindado su apoyo, confianza y amistad.

A los integrantes del H. jurado:

Dr. Germán Buitrón Méndez

M.C. Marisela Bernal González

Dr. Simón González Martínez

Dr. Pandiyan S. Thangarasu

Por su valiosas aportaciones para mejorar el presente trabajo de tesis.

A mis amigos Edson, Liliana, Charly, Ivonne, Canul, Bety, Amaya, José y a Pipochas, por haberme brindado su apoyo y por su valiosa amistad.

DEDICATORIAS

A DIOS, por haberme permitido seguir adelante y concluir esta etapa de mi vida.

A MI ESPOSA KARINA, ya que su amor, confianza, apoyo y comprensión me han permitido llegar hoy hasta aquí y por darme la maravillosa dicha de ser padre.

A MI HIJO, que me dio nuevas ánimos para seguir adelante y concluir esta tesis y aunque aún no esta con nosotros le dedico esta etapa de mi vida.

A MIS PADRES TACHO Y MARCELA, que nuevamente gracias a ellos y a su amor, apoyo y paciencia he logrado una nueva meta más en mi vida.

A MIS ABUELITOS FRANCISCO Y MARÍA, que me cuidan desde el cielo.

A MIS ABUELITOS NINO Y CUNDA, por su cariño brindado.

A MI HERMANO IVAN Y SU FAMILIA, por seguir brindándome su apoyo y por estar siempre al pendiente.

A MI HERMANA MARCE, por brindarme su amor y confianza.

A MI SOBRINA DANA, por todas sus muestras de cariño.

CON CARIÑO

A mis tíos, primos y sobrinos que a todos y cada uno va dedicada esta tesis.

ÍNDICE

	Página
Índice	i
Índice de tablas	iv
Índice de figuras	v
Glosario	vii
Resumen	viii
Introducción	ix
CAPITULO 1. ANTECEDENTES JUSTIFICACIÓN OBJETIVOS Y METAS	1
1.1 Antecedentes	2
1.2 Justificación	3
1.3 Objetivo general	6
1.4 Objetivos particulares	6
1.5 Metas	6
CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS	7
2.1 La industria química de los colorantes	8
2.2 Generación de aguas residuales de la industria química de colorantes	8
2.3 Colorantes	10
2.3.1 Propiedades de los colorantes	10
2.3.1.1 Materias primas para la fabricación de colorantes	11
2.3.2 Clasificación de los colorantes	12
2.3.3 Colorantes tipo azo	17
2.4 Degradación de colorantes por métodos biológicos	19
2.4.1 Degradación bacteriana	20
2.4.2 Degradación fúngica	21
2.5 Reactores	23
2.5.1 Modelos de reactores y aplicaciones	24
2.5.1.1 Reactor intermitente o en lote	24
2.5.1.2 Reactor flujo tipo Pistón	24
2.5.1.3 Reactor mezcla completa	25
2.5.1.4 Reactor mezcla completa en serie	25
2.5.1.5 Reactor de lecho empacado	26
2.5.1.6 Reactor de lecho fluidizado	26
2.5.2 Características hidráulicas	29
2.5.2.1 Flujo ideal en reactores	29
2.5.2.1.1 Flujo ideal en reactor de mezcla completa	29
2.5.2.1.2 Flujo ideal en reactor flujo tipo pistón	31
2.5.2.2 Flujo no ideal en reactores	35

	Página
2.5.2.2.1 Flujo no ideal en reactor de mezcla completa en serie	36
2.5.2.2.2 Flujo no ideal en un reactor de flujo pistón con dispersión axial	39
2.5.2.3 Factores que conducen al flujo no ideal en reactores	40
2.5.3 Estudios de trazado	42
2.5.3.1 Función de distribución de tiempos de residencia	43
2.5.3.2 Métodos experimentales para la medición de la distribución de tiempos de residencia (DTR)	44
2.5.3.3 Características y selección del trazador	46
2.5.3.4 Cálculo del tiempo de retención hidráulica promedio real a partir de los resultados del estudio de trazado	47
2.5.3.5 Información derivada de la forma de la curva del estudio de trazado	49
2.5.4 Modelos matemáticos para flujo no ideal	52
2.5.4.1 Modelo de dispersión (Flujo disperso en pistón)	53
2.5.4.1.1 Ecuaciones del modelo de dispersión axial	55
2.5.4.2 Criterio para la interpretación de la curva de trazado	56
2.6 Biofiltración	59
2.6.1 Medios de empaque	61
2.6.2 Biofiltración sobre cama de turba	62
2.6.3 Biofiltración sobre cama modificada	64
CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA	65
3.1 Selección del colorante azo	66
3.2 Caracterización del colorante	67
3.3 Selección de la cepa fúngica	68
3.4 Obtención y crecimiento de la cepa fúngica	68
3.5 Material o medio de empaque	70
3.6 Reactores	70
3.7 Determinación de la hidrodinámica de los reactores	71
3.7.1 Pruebas de vaciado	71
3.7.2 Determinación de los espacios vacíos en los reactores con respecto al flujo de salida	72
3.7.3 Determinación de la carga hidráulica	72
3.7.4 Determinación del tiempo de retención hidráulico (TRH)	73
3.8 Estudios de trazado	74
3.8.1 Preparación del trazador	74
3.9 Montaje y características de operación de los reactores	75
3.10 Seguimiento de los reactores	76
3.11 Métodos de análisis	77
3.12 Comparación estadística del funcionamiento de los diferentes reactores	77
CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	78
4.1 Selección del colorante	79
4.2 Caracterización del colorante	81
4.2.1 Determinación del espectro de absorción	82

	Página
4.2.2 Elaboración de la curva de calibración	82
4.2.3 Determinación de la concentración del colorante	85
4.2.4 Características toxicológicas	86
4.3 Material o medio de empaque	87
4.4 Reactores	88
4.5 Determinación de la hidrodinámica de los reactores	92
4.5.1 Resultados de la hidrodinámica de los reactores	92
4.6 Estudios de trazado	93
4.6.1 Análisis de las curvas de distribución de tiempos de residencia (DTR)	93
4.7 Análisis de operación de los reactores	99
4.8 Identificación de otras especies de microorganismos en los reactores	105
4.9 Comparación estadística del funcionamiento de los reactores	107
4.10 Normatividad	110
CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	111
ANEXO 1. Turba características generales	114
ANEXO 2. Características generales de las cepas fúngicas	118
ANEXO 3. Resultados de la hidrodinámica de los reactores	120
ANEXO 4. Resultados de la operación de los reactores	130
ANEXO 5. Resultados ANVA comparación de los reactores	134
BIBLIOGRAFÍA	137

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Propiedades físico-químicas de los colorantes azo	18
Tabla 2. Principales clases de reactores empleados en el tratamiento del agua residual	27
Tabla 3. Principales aplicaciones de las clases de reactores empleados en el tratamiento de aguas residuales	28
Tabla 4. Modelos para predecir la conversión a partir de la DTR	52
Tabla 5. Modelos de dispersión	53
Tabla 6. Técnicas de análisis	67
Tabla 7. Programa de monitoreo y control	76
Tabla 8. Equipos utilizados	77
Tabla 9. Resultados de la caracterización del agua residual de teñido	81
Tabla 10. Lectura del espectrofotómetro de la curva de calibración del colorante azul negro diazo a pH de 3.5	83
Tabla 11. Características típicas de los colorantes directos	85
Tabla 12. Clasificación de toxicidad basada en Unidades de Toxicidad (UT)	87
Tabla 13. Resultados de la caracterización del agua residual de teñido	87
Tabla 14. Dimensiones del reactor A	88
Tabla 15. Dimensiones del reactor B	89
Tabla 16. Dimensiones del reactor C	90
Tabla 17. Dimensiones del reactor D	90
Tabla 18. Dimensiones del reactor E	91
Tabla 19. Resumen de resultados de la hidrodinámica de los reactores	92
Tabla 20. Resultados de las características hidráulicas de los reactores	97
Tabla 21. Toxicidad final después de 150 días de operación	104
Tabla 22. Cuadro ANVA para DQO	107
Tabla 23. Cuadro ANVA para Color	107
Tabla 24. Cuadro resumen ANVA para color entre los reactores	108
Tabla 25. Tipos de turba	116
Tabla 26. Características físicas de la turba	116
Tabla 27. Características químicas de la turba	117
Tabla 28. Contenido de agua contenido en la muestra inicial	121
Tabla 29. Cálculo del peso seco del MF en los reactores	121
Tabla 30. Volumen acumulado durante la 3ra prueba de vaciado en los reactores	122
Tabla 31. Cálculo del porcentaje de humedad en los reactores	122
Tabla 32. Volumen de agua contenido en la capa de grava	123
Tabla 33. Porcentaje de porosidad en los reactores	124
Tabla 34. Cálculo de los espacios vacíos Reactor A	125
Tabla 35. Cálculo de los espacios vacíos Reactor B	125
Tabla 36. Cálculo de los espacios vacíos Reactor C	125
Tabla 37. Cálculo de los espacios vacíos Reactor D	126
Tabla 38. Cálculo de los espacios vacíos Reactor E	126
Tabla 39. Carga hidráulica volumétrica de los reactores	128
Tabla 40. Resumen de los reactores	129
Tabla 41. Cuadro ANVA reactor A vs B Color	135
Tabla 42. Cuadro ANVA reactor A vs C Color	135
Tabla 43. Cuadro ANVA reactor A vs D Color	135
Tabla 44. Cuadro ANVA reactor A vs E Color	136

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Reactor intermitente o en lote	24
Figura 2. (a) Reactor tipo pistón abierto, (b) Reactor tipo pistón cerrado o reactor tubular	24
Figura 3. Reactor mezcla completa	25
Figura 4. Reactor mezcla completa en serie	25
Figura 5. Reactor de lecho empacado	26
Figura 6. Reactor de lecho fluidizado	26
Figura 7. Concentración del trazador en el efluente de un reactor de mezcla completa; (a) sujeta a concentración constante de trazador en el afluente y (b) sujeta a la adición de una cantidad fija de trazador	31
Figura 8. Concentración del trazador en el efluente del reactor de flujo pistón: (a) sujeta a adición de una cantidad fija de trazador y (b) sujeta a concentración de trazador en el afluente	33
Figura 9. Diagrama para el análisis hidráulico de un reactor de flujo pistón	34
Figura 10. Curvas de concentración del trazador en el efluente para reactores conectados en serie, sujetos a la descarga de una cantidad fija de trazador en el primer reactor en serie. Se obtienen valores de concentración mayores que 1 porque se adiciona la misma cantidad de trazador en el primer reactor de cada serie de reactores	37
Figura 11. Fracción remanente de trazador en un sistema con reactores conectados en serie	38
Figura 12. Dispersión axial en un reactor de flujo pistón	39
Figura 13. Flujo de un reactor con diferencia de temperaturas	40
Figura 14. Flujo con circulación en forma de viento	40
Figura 15. Mezclado inadecuado en un reactor	41
Figura 16. Dispersión axial en reactores tipo flujo pistón	41
Figura 17. Curva respuesta de un estudio de trazado	42
Figura 18. Curva de distribución de tiempos de residencia, E	43
Figura 19. Técnicas estímulo respuesta empleadas en estudios de trazado	44
Figura 20. Forma de curvas de trazado pertenecientes a un experimento con flujo pistón	50
Figura 21. Partes de la curva de distribución de tiempos de residencia	56
Figura 22. Parámetros del índice propuesto por Morgan, 1997	57
Figura 23. Principio de operación de un biofiltro	60
Figura 24. Comportamiento de la remoción de color del colorante NA24 para tres biofiltros A) paja, B) turba y C) semillas de trigo	64
Figura 25. Cultivo del hongo <i>Pleurotus ostreatus</i> en medio sólido	69
Figura 26. Cultivo del hongo <i>Pleurotus ostreatus</i> en medio líquido	69
Figura 27. Esquema del funcionamiento de los reactores	76
Figura 28. Estructuras químicas que conforman el colorante Azul Directo 2	79
Figura 29. Estructura química del Azul Directo 2	80
Figura 30. Curva de calibración del colorante azul negro diazo a pH 3.5	83
Figura 31. Concentración real vs concentración teórica del colorante azul negro diazo	84
Figura 32. Reactor A	88

	Página
Figura 33. Esquema del reactor A	88
Figura 34. Reactor B	89
Figura 35. Esquema del reactor B	89
Figura 36. Reactor C	90
Figura 37. Esquema del reactor C	90
Figura 38. Reactor D	90
Figura 39. Esquema del reactor D	90
Figura 40. Reactor E	91
Figura 41. Esquema del reactor E	91
Figura 42. Curva de distribución de tiempos de residencia del Reactor A	94
Figura 43. Curva de distribución de tiempos de residencia del Reactor B	94
Figura 44. Curva de distribución de tiempos de residencia del Reactor C	95
Figura 45. Curva de distribución de tiempos de residencia del Reactor D	95
Figura 46. Curva de distribución de tiempos de residencia del Reactor E	95
Figura 47. Resumen de curvas de DTR de los reactores	98
Figura 48. Resultados de color en los influentes y efluentes de los reactores	99
Figura 49. Porcentaje de remoción de color en los reactores	100
Figura 50. Coloración del influente en los reactores durante el transcurso de los días de operación	101
Figura 51. Coloración del efluente en los reactores en los primeros 10 días de operación	101
Figura 52. Coloración del efluente en los reactores a partir del día 30 de operación	101
Figura 53. Coloración del efluente en los reactores a partir del día 45 de operación	101
Figura 54. Coloración del efluente en los reactores a partir del día 100 de operación	101
Figura 55. Porcentaje de remoción de DQO en los reactores	102
Figura 56. Resultados de COT de los efluentes de los reactores	103
Figura 57. Resultados de pH de los influentes y los efluentes de los reactores	103
Figura 58. Cepa pura del hongo <i>Pleurotus ostreatus</i>	105
Figura 59. Hifas del hongo <i>Pleurotus ostreatus</i> tomadas de una muestra del reactor A	105
Figura 60. Cuerpo fructífero presente dentro de muestra del reactor B	106
Figura 61. Hifas del hongo <i>Pleurotus ostreatus</i> tomadas de una muestra del reactor C	106
Figura 62. Hifas del hongo <i>Pleurotus ostreatus</i> tomadas de una muestra del reactor D	106
Figura 63. Distribución del área bajo la curva comparación entre reactores	108
Figura 64. Distribución del área bajo la curva	109
Figura 65. Curva de espacios vacíos del Reactor A	126
Figura 66. Curva de espacios vacíos del Reactor B	127
Figura 67. Curva de espacios vacíos del Reactor C	127
Figura 68. Curva de espacios vacíos del Reactor D	127
Figura 69. Curva de espacios vacíos del Reactor E	128

GLOSARIO

ANVA: Análisis de varianza es un método para comparar dos o más medias.

Concentración: Cantidad de una sustancia química en un volumen o peso.

Carbono orgánico total (COT): Se mide mediante la oxidación de la materia orgánica mediante calor y oxígeno o mediante oxidantes químicos y se detecta mediante análisis de infrarrojo la producción de CO₂. Los valores deben ser comparables con los de la DQO.

Demanda química de oxígeno (DQO): Cantidad de oxígeno necesario para oxidar de manera química, completamente la materia orgánica de una muestra de agua.

Distribución de tiempos de residencia (DTR): Función que describe de forma cuantitativa cuánto tiempo han pasado en el reactor diferentes elementos de un fluido.

Efluente: Fluido que es retirado o sale del equipo de tratamiento o de la planta de tratamiento.

EMA: Agar extracto de malta.

EPA: Environmental Protection Agency (Agencia de protección ambiental de los Estados Unidos).

IMTA: Instituto mexicano de tecnología del agua.

Índice ϕ : Índice para la interpretación de las curvas de distribución de tiempos de residencia basados en la forma de estas. El índice se basa en una relación de áreas en donde divide el área de la cola hidráulica entre el área total de la curva. El índice ϕ variará dentro de un intervalo comprendido entre cero y uno ($0 < \phi < 1$). Cuando el índice tienda a ser cero indicará la tendencia del sistema hidráulico a comportarse como flujo pistón y cuando tienda a 1 dará indicio de un comportamiento tendiente a ser un flujo totalmente mezclado.

Influente: Es el fluido de entrada a alguna unidad de operación o equipo de tratamiento.

Medio de empaque: Material con el cual está relleno el reactor.

Material filtrante (MF): Mezcla de 50% turba y 50% de viruta de madera tamizado número 2.

PDA: Agar Papa Dextrosa.

Tiempo de retención hidráulico (TRH): Es el tiempo de retención de todas las partículas de un fluido dentro de un sistema.

Turba modificada: Mezcla de 50% turba y 50% de viruta de madera (tamizado número 2) y además mezclado con el hongo *Pleurotus ostreatus* proveniente de la técnica de cultivo en medio líquido.

Xenobiótico: Producto sintético que no está formado por procesos biosintéticos naturales; sustancia extraña o veneno.

RESUMEN

Se estudió el comportamiento hidráulico de 5 reactores aerobios empacados con **turba modificada** (inoculada con el hongo *Pleurotus ostreatus*) a escala laboratorio y con geometrías diferentes para determinar la influencia de su forma sobre el desempeño en la remoción del colorante azul directo 2. El estudio se dividió en 2 etapas: en la primera etapa se efectuaron pruebas hidrodinámicas y estudios de trazado, teniendo como medio de empaque solo la turba; en la segunda etapa los reactores operaron durante 150 días teniendo como empaque la turba modificada para la eliminación del colorante. La concentración inicial de colorante en el influente fue de 500 mg/l realizando recirculaciones al 60% del efluente.

Con los resultados de los estudios de trazado y el análisis de la información, se concluyó que una relación largo-ancho de los reactores empacados de 6:1, presenta un mejor funcionamiento hidráulico, menor cantidad de zonas muertas y por consiguiente mayor eficiencia.

Durante los 150 días de operación se observó una relación existente entre la remoción de color y las zonas muertas que influyen directamente en la disminución de la eficiencia de los reactores. Los reactores removieron en promedio 50% del colorante durante los primeros 100 días de operación, después del día 100 se logró aumentar la remoción del colorante al 60% en solo 30 días al reducir 65% del volumen inicial del influente, lo cuál indicó una recuperación del sistema después recibir altas cargas durante un periodo prolongado de operación.

Se demostró que un buen funcionamiento de este tipo de reactores estará principalmente relacionado en función directa con su geometría, es decir la relación largo-ancho. La relación 6:1 demostró tener un mejor desempeño en la remoción de color y un mejor funcionamiento hidráulico ya que presenta menor cantidad de zonas muertas en comparación con las otras formas geométricas.

PALABRAS CLAVE

Reactores empacados, Turba modificada, configuración geométrica.

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales de numerosos procesos industriales contienen contaminantes orgánicos tóxicos o recalcitrantes que no son eliminados por sistemas de tratamiento biológico convencional. Ejemplo de este tipo de contaminantes son los colorantes sintéticos de los cuales actualmente existen cerca de 100 mil diferentes tipos de colorantes en el mercado y de ellos aproximadamente el 40% son colorantes tipo azo, que son los más comercializados. (Kuppusamy, 1995) y de éstos aproximadamente entre el 10 y 15% de la producción total de colorantes tipo azo son descargados al medio ambiente a través del agua residual (Tan *et al.*, 1999). Los colorantes del tipo azo tienen problemas serios para ser eliminados de un efluente de la industria que los produce, ya que comúnmente se degradan por medio de tratamientos de tipo biológico convencional. Las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales, tienen baja eficiencia de remoción sobre los colorantes, lo cual conduce a descargar aguas coloreadas en las fuentes receptoras provenientes de los efluentes de las industrias tanto de colorantes como de textiles. Esto implica un alto riesgo a la salud humana y al ecosistema debido a que alguno de estos colorantes o sus subproductos son altamente tóxicos, mutagénicos o carcinogénicos (Kalyuzhny y Skylar, 1999). Por ello es importante desarrollar procesos de tratamiento eficientes que reduzcan la toxicidad y tengan un mínimo impacto en el ambiente al ser descargados.

En el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) a partir del año 2002 se ha comenzado a trabajar en investigaciones sobre la degradación de colorantes azo provenientes de efluentes industriales, mediante diversos sistemas de tratamientos tanto convencionales como no convencionales. Investigaciones recientes en la materia apuntan a uno de los sistemas no convencionales muy prometedor en cuanto a su desempeño relacionado con la remoción de color, éste es el uso de sistemas fúngicos combinado con el proceso de biofiltración sobre cama de turba.

El uso de reactores empacados tiene ventajas comparándolo con los reactores que utilizan biomasa en suspensión, ya que permiten aumentar la proporción de biomasa activa en el reactor. El uso de turba como medio filtrante ha sido utilizado exitosamente en años recientes (Nickols y Boelter, 1982; Buelna y Bélenger, 1989; Martin, 1991; Bélanger y Talbot, 1992; Famhan y Brown, 1972). Este medio filtrante sirve de soporte para el crecimiento de importantes poblaciones de microorganismos (bacterias y hongos) que degradan los contaminantes retenidos en el filtro, regenerando así la capacidad de filtración y de depuración

del sistema. Investigaciones recientes en la materia apuntan a uno de los sistemas no convencionales que promete bastante en la remoción de color; éste es el proceso de biofiltración sobre una cama de lecho orgánico e inoculado con hongos blancos de putrefacción. La biofiltración sobre cama de turba es una tecnología no convencional para tratamiento de aguas residuales, la cual, combina los principios de los biofiltros para tratamiento de olores y los de los filtros percoladores o rociadores (Garzón *et al.*, 2002).

El comportamiento hidráulico de un reactor empacado está influenciado por el diseño del mismo. A su vez este comportamiento hidráulico es afectado por un número de factores tales como la forma geométrica, el material de empaque, la aireación y caudal del influente, esto conlleva a una situación hidráulica desfavorable (zonas muertas y cortos circuitos) que se ve reflejada en la capacidad de tratamiento del sistema.

Por lo anterior, al encontrar las mejores condiciones en la configuración (geometría relación ancho-largo) de un reactor empacado, se tendrá una mayor remoción de color, dando como resultado que el agua depurada obtenida sea de mejor calidad que la que se obtiene en plantas de tratamiento convencionales con biomasa suspendida.

En este trabajo se realizó la caracterización del comportamiento hidráulico y el efecto que tiene esto sobre la eficiencia de remoción del colorante azul directo 2 en 5 reactores con diferentes geometrías y empacados con turba modificada, teniendo en común el mismo volumen de material de empaque y los mismos parámetros de operación, es decir, mismo caudal de alimentación y de aireación y manejando por igual el mismo porcentaje de recirculación del efluente. En el capítulo 1 del trabajo de tesis se presentan los antecedentes relacionados al tratamiento convencional de aguas con colorantes, las tecnologías utilizadas para su tratamiento, así como la tecnología de reactores y su aplicación para el tratamiento de las mismas, además se presentan la justificación, los objetivos y metas del presente trabajo. En el capítulo 2 se presentan los fundamentos teóricos (Propiedades de los colorantes azo, teoría de los reactores, propiedades del material filtrante y la hidráulica de los reactores). La metodología de la aclimatación de la turba modificada, la caracterización del comportamiento hidráulico de los reactores para evaluar la eficiencia en cada una de las configuraciones (análisis del área bajo la curva, modelo de dispersión axial, cálculo del índice ϕ) y el arranque del sistema se encuentran en el capítulo 3 y por último en el capítulo 4 los resultados y las conclusiones obtenidas de la experimentación.

A4

**ANTECEDENTES, JUSTIFICACIÓN, OBJETIVOS
Y METAS**

1.1 ANTECEDENTES

Las aguas residuales de numerosos procesos industriales contienen contaminantes orgánicos tóxicos o recalcitrantes que no son eliminados por sistemas de tratamiento biológico convencional. Ejemplo de este tipo de contaminantes son los colorantes sintéticos de los cuales actualmente existen cerca de 100 mil diferentes tipos de colorantes en el mercado y de ellos aproximadamente el 40% son colorantes tipo azo, que son los más comercializados. (Kuppusamy, 1995) y de éstos aproximadamente entre el 10 y 15% de la producción total de colorantes tipo azo son descargados al medio ambiente a través del agua residual (Tan *et al.*, 1999). Esto implica un alto riesgo a la salud humana y al ecosistema debido a que alguno de estos colorantes o sus subproductos son altamente tóxicos, mutagénicos o carcinogénicos (Kalyuzhny y Skylar, 1999). Por ello es importante desarrollar procesos de tratamiento eficientes que reduzcan la toxicidad y tengan un mínimo impacto en el ambiente al ser descargados.

En el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) a partir del año 2002 se ha comenzado a trabajar en investigaciones sobre la degradación de colorantes azo provenientes de efluentes industriales, mediante diversos sistemas de tratamientos tanto convencionales como no convencionales. Investigaciones recientes en la materia apuntan a uno de los sistemas no convencionales muy prometedor en cuanto a su desempeño relacionado con la remoción de color, éste es el uso de sistemas fúngicos combinado con el proceso de biofiltración sobre cama de turba.

El uso de reactores empacados tiene ventajas comparándolo con los reactores que utilizan biomasa en suspensión, ya que permiten aumentar la proporción de biomasa activa en el reactor. El uso de turba como medio filtrante ha sido utilizado exitosamente en años recientes (Nickols y Boelter, 1982; Buelna y Bélenger, 1989; Martin, 1991; Bélanger y Talbot, 1992; Famhan y Brown, 1972). Este medio filtrante sirve de soporte para el crecimiento de importantes poblaciones de microorganismos (bacterias y hongos) que degradan los contaminantes retenidos en el filtro, regenerando así la capacidad de filtración y de depuración del sistema.

1.2 JUSTIFICACIÓN

Los colorantes del tipo azo tienen problemas serios para ser eliminados de un efluente de la industria que los produce, ya que comúnmente se degradan por medio de tratamientos de tipo biológico convencional. La biofiltración sobre cama de turba es una tecnología no convencional para tratamiento de aguas residuales, la cual, combina los principios de los biofiltros para tratamiento de olores y los de los filtros percoladores o rociadores (Garzón *et al.*, 2002). Dentro de los tratamientos biológicos se ha experimentado con varias especies de bacterias y hongos principalmente para llevar a cabo la degradación de colorantes, así mismo son muy pocos los estudios sobre la degradación de colorantes azo en reactores conteniendo algún medio filtrante e inoculados con hongos o bacterias (Moeller y Garzón, 2003).

En años recientes, a partir del año 2002 en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua se ha venido trabajando en la degradación de colorantes azo utilizando diferentes hongos blancos de la putrefacción específicamente *Pleurotus ostreatus* y *Phanerochaete chrysosporium*.

Davila (2003) y Moeller y Garzón (2003) reportan la remoción de colorantes azo en reactores empacados con turba e inoculados con hongos del tipo basidiomicetos *Phanerochaete chrysosporium* con un régimen de operación aerobio obteniendo remociones de color y materia orgánica bastante eficientes.

Las razones por las que es más viable remover color del agua residual proveniente de la industria utilizando un reactor empacado con una cama de turba, se resumen a continuación:

- 1) Las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales, tienen baja eficiencia de remoción para colorantes, lo cual conduce a aguas coloreadas en las fuentes receptoras de los efluentes de la industria de colorantes y textil. Como consecuencia, en algunos países se han establecido nuevas restricciones para las descargas de efluentes coloreados (Vandevivere *et al.*, 1998).
- 2) Las características de esta tecnología (simplicidad, eficiencia y economía) hacen de ella una bio-alternativa adaptada al contexto socio-económico de un buen número de países ya que reduce los costos de inversión, operación y mantenimiento asociados a los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales (Buelna, 1994).

-
- 3) El uso de biofiltración sobre cama de turba a escala laboratorio durante 45 días y con una concentración inicial de 250 mg/L de agua coloreada, se han obtenido eficiencias de remoción superiores al 90% de color y de 90% de la DQO asociada al colorante (Garzón, 2002).
 - 4) El uso de la biofiltración sobre cama de turba modificada (inoculada con *Phanerochaete chrysosporium*) ha demostrado tener remociones > 90% para el colorante Naranja azo 24 (Dávila *et al.*, 2003).

El comportamiento hidráulico de un reactor empacado está influenciado por el diseño del mismo. A su vez este comportamiento hidráulico es afectado por un número de factores tales como la forma geométrica, el material de empaque y las condiciones de operación, lo cual conlleva a una situación hidráulica desfavorable (zonas muertas y cortos circuitos) que se ve reflejada en la capacidad de tratamiento del sistema.

Es importante mencionar que hasta el momento no se han realizado estudios sobre las características hidráulicas de reactores empacados utilizando como medio de empaque la turba e inoculada con algún hongo del tipo basidiomicetos y el efecto que sobre la degradación de contaminantes, en este caso de colorantes del tipo azo, se pudiera tener al emplear varias configuraciones geométricas de este tipo de reactores fúngicos manteniendo en común el mismo volumen de material filtrante y las mismas condiciones de operación.

El motivo de esta tesis fue evaluar y encontrar las mejores condiciones en la configuración (geometría relación altura : diámetro) de un reactor para la degradación del colorante azul directo 2, empleando para ello 5 reactores con diferentes geometrías y empacados con turba inoculada con el hongo *Pleurotus ostreatus* (Turba modificada), teniendo en común el mismo volumen de material de empaque y los mismos parámetros de operación, es decir, mismo caudal de alimentación, de aireación y manejando por igual el mismo porcentaje de recirculación del efluente operando bajo condiciones aerobias para remover el color y tratar los contaminantes contenidos en el agua residual. Para lograr esto se caracterizó el comportamiento hidráulico de los reactores para evaluar la eficiencia en cada una de las configuraciones, de esta manera, será posible determinar mediante la aplicación de 3 diferentes métodos (análisis del área bajo la curva, modelo de dispersión axial, cálculo del índice ϕ), cuál de las configuraciones cuenta con las mejores condiciones hidráulicas y geométricas para una mayor eficiencia de remoción del contaminante a tratar.

Las preguntas que constituyeron el objeto de investigación de esta tesis son las siguientes:

- 1) ¿Qué efectos producirían diferentes configuraciones de un reactor (manteniendo en común el mismo volumen de material de empaque y las mismas condiciones de operación) sobre la eficiencia de remoción de un colorante conteniendo como material de empaque turba modificada?
- 2) ¿Qué régimen de flujo presenta cada una de las configuraciones de reactores empleados y cuál presenta una mayor eficiencia de remoción?
- 3) ¿Cuál sería la mejor configuración de un reactor para tal propósito?

Estas preguntas se responden a través de la teoría de reactores conjuntamente con los resultados obtenidos del trabajo de esta tesis.

1.3 OBJETIVO GENERAL

- Evaluar y establecer mediante estudios de trazado las mejores condiciones en el diseño de un reactor empacado con respecto a su forma geométrica (relación altura:diámetro), que permita remover el color y el contenido de materia orgánica de un agua residual con colorantes azo, utilizando como medio de empaque, turba modificada con un régimen de operación aerobio.

1.4 OBJETIVOS PARTICULARES

- Probar 5 diferentes tipos de configuraciones geométricas de reactores empacados, teniendo como medio filtrante la turba modificada, y evaluar su desempeño, en relación con la remoción de color y materia orgánica.
- Seleccionar la mejor condición en relación con la configuración geométrica y en el régimen de flujo para obtener la mayor remoción del colorante.

1.5 METAS

Determinar mediante la mejor configuración geométrica (relación altura : diámetro) de un reactor empacado con turba e inoculado con hongo, la reducción del color y la degradación del colorante Azul Directo 2.

A5

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1 LA INDUSTRIA QUÍMICA DE COLORANTES

La importancia de la industria de colorantes orgánicos, los cuales son preparados sintéticamente a partir de hidrocarburos aromáticos, se puede observar cotidianamente debido a que son materias primas de sectores tan variados como el textil, plásticos, alimentos, cosméticos, fotografía y farmacéutico.

La producción de los colorantes en el ámbito mundial se estima cercana a las 700 000 toneladas; un poco más de la mitad está destinada a la producción de colorantes textiles y alrededor del 15% a industrias como el papel, piel, etc. El 25% corresponde a la producción de pigmentos orgánicos. (Moeller, 2000). Actualmente existen cerca de 100 mil diferentes tipos de colorantes en el mercado, de los cuales aproximadamente el 40% son colorantes tipo azo, que son los más comercializados. (Kuppusamy, 1995).

Aproximadamente entre el 10 y 15% de la producción total de colorantes tipo azo son descargados al medio ambiente a través del agua residual (Tan *et al.*, 1999). Esto es muy peligroso debido a que alguno de estos colorantes o sus subproductos son altamente tóxicos, mutagénicos o carcinogénicos (Kalyuzhny y Skylar, 1999).

Una nueva legislación de la comunidad económica Europea ha restringido el uso de colorantes los cuales no pueden ser degradados bajo ninguna condición (Padmavathy *et al.*, 2003)

2.2 GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA QUÍMICA DE COLORANTES

La industria de colorantes y sus aplicaciones generan enormes cantidades de desechos que vertidos en cuerpos de agua generan serios inconvenientes relacionados con el color mismo, además de los esperables por la posible toxicidad de los compuestos o sus derivados. Entre estos problemas se encuentra la contaminación estética o visual, que modifica el color natural del agua, y la acción de filtro luminoso, que impide el paso natural de la radiación luminosa al ambiente en el cuerpo de agua (Moeller, 2000).

La industria textil mexicana se caracteriza por el alto volumen de agua que usa en sus procesos, la cual es contaminada durante la producción de hilos o telas. En el 2003 los cerca de 2500 establecimientos textiles existentes generaron 0.7 m³/s de aguas residuales produciendo 14 mil toneladas de DBO₅ (CNA, 2004).

La persistencia del color en las aguas residuales representa un gran problema, ya que la concentración del colorante en cuerpos receptores puede ser menor a la de cualquier otro compuesto tóxico permitido por la legislación, sin embargo, es capaz de colorear el suelo y la vegetación circundante a los cuerpos receptores muchas veces terrenos fértiles utilizados para la agricultura y el ganado.

La industria de colorantes está muy relacionada con la industria textil de manera que un incremento en la producción de fibras, requerirá mayor producción de colorantes, aunque no en la misma proporción (Collishaw *et al.*, 1992).

Existen alrededor de 100,000 colorantes y anualmente se producen 700,000 toneladas de colorantes de los cuales el 15% del total de la producción se pierde en los efluentes de industrias de síntesis y procesamiento lo que equivale a una liberación al ambiente de 28.7 toneladas diarias (Anliker y Moser, 1987).

La capacidad de generación de agua residual esta en el orden de 1 a 700 litros por Kg de producto excepto para colorantes a la cuba que puede tener valores de 800 litros por Kg de producto (World Bank Group, 1998).

En un estudio conducido por la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (US EPA por sus siglas en ingles), se midió la concentración de colorantes en el efluente de 25 industrias textiles. El carbono orgánico total (COT) promedio se midió en 276 mg/L (oscila 55 a 1,120 mg/L). El colorante textil en sí mismo no se midió, pero se estima que el colorante contribuye entre 2 y 10% del COT. La DQO indicó peores niveles, de 5.5 a 112 mg/L. Sin embargo, la concentración típica de colorantes se encuentra en niveles de 10 a 50 mg/L. Efluentes decolorados contienen menos de 1 mg/L de colorante, y el COT de colorantes textiles después de las etapas de tratamiento biológico y primario es normalmente menor de 0.5 mg/L. En el mismo estudio se midieron colorantes textiles de una curtiduría y el agua residual cruda contuvo de 22 a 56 mg/L de colorante (Clarke y Anliker, 1980).

2.3 COLORANTES

Los colorantes son tintes intensos o sustancias orgánicas fluorescentes las cuales imparten color a un sustrato. Las sustancias coloridas absorben luz en la región visible del espectro con una longitud de onda entre 380 (violeta) y 750 nm (rojo). Los colorantes son solubles y/o pasan a través de un proceso de aplicación el cual al menos temporalmente destruye cualquier estructura de color; se diferencian de los pigmentos pues estos son partículas sólidas orgánicas prácticamente insolubles de origen vegetal. (Bishop, 1996).

La Asociación Ecológica y Toxicológica de la Industria de Colorantes en EU, define a los colorantes como sustancias orgánicas fluorescentes o de color intenso las cuales imparten color a un sustrato por medio de una absorción selectiva de la luz (Zollinger, 1991).

Los nuevos colorantes se caracterizan por su resistencia a la luz, al lavado, y al ataque microbiano, lo que los hace atractivos y funcionales a la industria pero dando lugar a compuestos más recalcitrantes (Razo-Flores *et al.*, 1997; Michaels y Lewis, 1986). Este es el caso de colorantes con sustituciones tales como azo, nitro y grupos sulfo (Pagga y Brown, 1986).

2.3.1 PROPIEDADES DE LOS COLORANTES

Las propiedades de los colorantes pueden clasificarse como propiedades de aplicación y propiedades de uso final. Las propiedades de aplicación incluyen solubilidad, la afinidad y la velocidad de tñido. Las propiedades de uso final son el tono y la resistencia a los factores degradantes tales como la luz, lavado, calor (sublimación) y desteñido. Los colorantes se seleccionan de tal manera que tengan propiedades de uso final aceptables con un costo mínimo. Sólo se usan procedimientos de aplicación complicados cuando resulta necesario lograr resultados excelentes (James, 1984).

2.3.1.1 MATERIAS PRIMAS PARA LA FABRICACION DE COLORANTES

Las materias primas para la fabricación de colorantes son principalmente hidrocarburos aromáticos tales como benceno, tolueno, naftaleno, antraceno, pireno, fenol, piridina y carbazol. En el pasado, estos hidrocarburos aromáticos se obtenían casi exclusivamente a partir de la destilación de alquitrán de hulla, pero en años recientes se han venido obteniendo cantidades cada vez más importantes, en especial de benceno y tolueno, a partir de petróleo y gas natural.

La industria de los colorantes consume una gran variedad de materiales inorgánicos. Entre ellos se incluyen ácido sulfúrico, oleum, ácido nítrico, cloro, bromo, sosa caústica, nitrito de sodio, ácido clorhídrico, carbonato de sodio, hidrosulfito de sodio, sulfuro de sodio, cloruro de aluminio, bicromato de sodio y dióxido de manganeso.

Las materias primas para colorantes casi nunca se usan directamente para la síntesis de colorantes. Es necesario convertirlas en una serie de derivados con los que se obtienen los colorantes. A estos derivados se les llama intermediarios. Se producen por medio de reacciones tales como nitración, reducción, sulfonación, halogenación, oxidación y condensación. La mayor parte de estas reacciones da lugar a la formación de hidrocarburos sustituidos que son de naturaleza funcional, es decir, contienen grupos capaces de participar en ciertos tipos de reacciones químicas. El número de intermediarios de colorantes existentes o potenciales es muy elevado y la tecnología de su manufactura es una parte importante de la química orgánica. (James, 1984).

2.3.2 CLASIFICACIÓN DE LOS COLORANTES

Existe una gran variedad de colorantes, por lo cual se hace necesaria una clasificación, de acuerdo su aplicación y por la fibra en la cual es empleada, los colorantes se clasifican (Dávila, 2005; Moeller, 2000 y Rodríguez, 1998) en:

- 1) *Ácidos*: Los colorantes ácidos son compuestos aniónicos solubles en agua, tienen uno o más grupos sulfónicos o ácidos carboxílicos en su estructura molecular; se utilizan en la coloración del nylon, lana y seda, industria alimenticia y papel. Algunos de estos son contaminantes ambientales de cuidado. Generalmente son complejos azo, triarilmetano o de antraquinona. Este grupo se subdivide en Colorantes ácidos simples y Colorantes ácidos para mordiente.

Los colorantes ácidos simples tienen tonos diversos, propiedades de fijación y solidez diferentes. Los diferentes tipos de colorantes que aquí se agrupan desde el punto de vista químico son:

- A) Derivados del trifenilmetano
- B) Derivados del santeño
- C) Colorantes nitro
- D) Colorantes nitroso
- E) Derivados de la antraquinona
- F) Colorantes azinicos
- G) Derivados de la quinolina
- H) Colorantes azoicos que contienen el grupo azo y se usan especialmente para colorear fibras de algodón.

En cuanto a los colorantes ácidos para mordiente son conocidos también como colorantes al cromo y su estructura molecular generalmente presenta un grupo hidroxilo en posición orto respecto a un grupo azo o a otro hidroxilo.

-
- 2) *Básicos*: Tiñen en baño neutro las fibras animales y las vegetales mordentadas con taninos. Se les llama básicos debido a que la molécula ionizada presenta una parte coloreada constituida por el catión. La mayor parte de estos colorantes son compuestos amino o amino sustituidos solubles en ácidos que se insolubilizan alcalizando la solución. Casi todos son triarilmetanos o xantenos. Por lo general son colorantes catiónicos que se utilizan para colorear acrílicos, nylon y poliéster.
 - 3) *Directos*: Se fijan directamente sobre la fibra, generalmente lana y seda, son con frecuencia compuestos aniónicos azo.
 - 4) *Dispersos*: Los colorantes dispersos se aplican en forma de materiales finamente divididos que se absorben en las fibras con las que forman una solución sólida. Usado para colorear los productos sintéticos modernos difíciles de colorear como el acetato de celulosa, plásticos y poliéster. El grupo etanolamilona se encuentra con frecuencia en este tipo de colorantes y ayuda tanto en la dispersión como en la absorción.
 - 5) *Mordentes*: Estos son los que se combinan con sales para formar materiales coloreados insolubles llamados lacas. Tiñen las fibras mordentadas con hidróxidos metálicos, formando lacas.
 - 6) *Reactivos*: Estos colorantes reaccionan para formar un enlace covalente entre el colorante y la fibra celulósica. Se preparan preferentemente haciendo reaccionar el cloruro de cianurilo con algunos colorantes de los grupos azoicos, antraquinones, ftalocianínicos, entre otros. También se usan como agente de condensación algunos derivados de la triclotriazina. Se tiñen así algodón, rayón y algunos nylons con una relativa velocidad y facilidad en una amplia gama de tonos y colores. Son sólidos a la luz y al lavado pero pocos resistentes al blanqueado.
 - 7) *Sulfurados*: Son un grupo de colorantes de bajo costo que producen matices opacos en algodón. Obtenidos por fusión del sodio y azufre con diversas sustancias orgánicas, como aminas o fenoles. Tienen buena resistencia a la luz, al lavado y a los ácidos, pero son muy sensibles al cloro o hipoclorito.

-
- 8) *Tina o Cuba*: De estructura química compleja y por lo general son derivados de antraquinona o indantreno. Los compuestos incoloros se utilizan para impregnar fibras de algodón, las que después son tratadas con un oxidante o se exponen al aire para desarrollar color. Al reducirlos en solución se vuelven solubles en álcalis e incoloras, y se conocen como leucotinas. El colorante más conocido de esta clase es el índigo.

También existe una clasificación basada en la presencia de algunos grupos funcionales cromóforos y la estructura principal (Rodríguez, 1998 y Moeller, 2000) en:

- a) *Acridínicos*: presentan estructuras simétricas derivadas de la acridina o estructuras asimétricas derivadas de la difenila; generalmente son de tonos amarillos, rojo anaranjado o pardos. En su estructura molecular está presente un núcleo derivado de la acridina con grupos ácidos y sustituyentes amino.
- b) *Antraquinones*: tienen un núcleo antraquinónico con grupos auxóchromos, hidroxilo y/o sulfónicos y algunos sustituyentes que pueden ser incluso bencen-derivados. Su aplicación es extensa y variada a pesar de sus altos costos de fabricación, son de gran aceptación por su potencia tintórea y brillantez.
- c) *Azínicos*: en su estructura está presente un núcleo derivado de la fenazina. Son sustancias que por si mismas no son coloreadas hasta que se introduce un grupo auxóchromo en su estructura. Han sido remplazados por los colorantes azoicos y actualmente se fabrican poco.
- d) *Azoicos*: en su estructura molecular está presente uno o más grupos azo. Estos colorantes se depositan directamente sobre la fibra mediante acoplamiento de materiales diazoicos durante su contacto con las fibras. Las bajas temperaturas evitan que el compuesto diazoico se descomponga hasta que está listo para acoplarse. Este grupo de colorantes es el más numeroso, variado e importante, son compuestos químicos xenobióticos, ya que no se encuentran en la biosfera, sino que han sido sintetizados por el hombre.

-
- e) *Ftalocianina*: grupo de colorantes que se relacionan con la clorofila y la hemina pero que no se encuentran de forma natural y esto se convierte en el primer cromóforo sintético cien por ciento. Su estructura molecular se deriva del ftalonitrilo o bien de la porfirazina, presenta cuatro núcleos unidos por cuatro átomos de nitrógeno exentos de metal o formando una molécula resonante con un metal polivalente.
- f) *Indigoides*: en su estructura molecular está presente un núcleo de índigo con grupos auxócromo, hidroxilo y/o sulfónicos y sustituyentes amino, halógeno, tio, entre otros; este grupo de colorantes son los más antiguos de manera natural y sintética.
- g) *Nitrosados*: presentan el grupo nitroso en su estructura molecular, este tipo de colorantes son de poca importancia comercial.
- h) *Sulfurados*: este tipo de colorantes se denominan así por tener un átomo de azufre en su estructura molecular además de que se solubilizan en una solución de sulfuro de sodio; sin embargo su estructura molecular es muy compleja y poco conocida. Son fácilmente oxidables. La mayoría de los miembros de este grupo son derivados de poliaminas aromáticas o hidroxiaminas. También existen en su estructura molecular grupos cromóforos constituidos por átomos de C y S.
- i) *Tiazólicos*: presentan el grupo cromóforo tiazol; sin embargo los derivados simples del tiazol no son sustancias coloreadas sino que el color se presenta al combinarse el tiazol con uno o más núcleos bencénicos; este grupo de colorantes son considerados como intermedios para la fabricación de otros colorantes que están clasificados en grupos diferentes por ejemplo, azoicos y antraquinónicos.
- j) *Trifenilmetano*: presenta grupos cromóforos y auxocrómicos y batocrómicos, pero es la insaturación de los enlaces conjugados y el arreglo quinonoide de su estructura la causa de su coloración; este grupo de colorantes es muy numeroso y variado de colores brillantes poco fijos que se consideran como los precursores de los colorantes sintéticos.

-
- k) *Xanténicos*: en su estructura molecular se encuentra un grupo cromóforo ceto o amonio, son derivados del xanteno (dibencenpirano); es un grupo pequeño de colorantes que en los tonos amarillo y rojo presentan una fluorescencia extraordinaria.

2.3.3 COLORANTES TIPO AZO

Los colorantes azo son el grupo más importante, numeroso y variado de colorantes sintéticos. Generalmente son considerados como compuestos xenobióticos los cuales son muy recalcitrantes a la biodegradación (Padmavathy *et al.*, 2003). El 70% de los colorantes que se utilizan actualmente corresponden a este grupo. Los colorantes tipo azo son caracterizados por estar unidos mediante un enlace insaturado a moléculas de nitrógeno, estos son los conocidos como enlaces azo ($-N=N-$) en asociación con un núcleo aromático o heterocíclico por un lado y por el otro pueden estar unidos a una molécula insaturada de tipo carbocíclica heterocíclica o alifática. Los grupos azo son generalmente adheridos a anillos de benceno o naftaleno. El color de estos compuestos azo se debe a los enlaces que están asociados a compuestos cromóforos (Bishop, 1996; Ollgaard *et al.*, 1998; Kuppusamy, 1995 y Quezada y Buitron, 1996).

Este grupo se subdivide con relación al número de grupos azo presentes en la molécula del colorante (World Bank Group, 1998):

Mono-azoicos: con un grupo azo

Di-azoicos: con dos grupos azo

Tri-azoicos: con tres grupos azo

Poli-azoicos: con cuatro o más grupos azo.

Así mismo, según su estructura molecular y propiedades específicas pueden ser colorantes azo ácidos, básicos, dispersos, directos y reactivos (Moeller y Garzón, 2003).

De acuerdo con su solubilidad en el agua, los colorantes azo se dividen en dos grupos. Los colorantes azo solubles en el agua que son aniónicos (colorantes ácidos) y catiónicos (colorantes básicos), los insolubles son no iónicos (colorantes neutros) (www.recetox.muni.cz).

Algunas propiedades fisicoquímicas de los colorantes azo se resumen en la tabla 1.

TABLA 1. Propiedades fisico-químicas de los colorantes azo

<i>Parámetro</i>	<i>Valor</i>
<i>Peso molecular</i>	197 a 996
<i>Solubilidad en el agua [mg.L⁻¹]</i>	0.2 a 34.3
<i>Coeficiente de partición log K_{OW}</i>	-4.9 a 4.79
<i>Presión de vapor [mm Hg]</i>	10 ⁻⁸ a 10 ⁻²⁰

Fuente : (www.mst.dk)

Los colorantes de tipo azo solubles en agua son metabolizados por las azoreductasas de la microflora gastrointestinal y los insolubles son metabolizados por enzimas hepáticas. El primer paso catabólico de los colorantes azo, en el cual se presenta la disminución en el color es la reducción del doble enlace azo para producir aminas aromáticas. Estas arilaminas aparentemente no son mutagénicas por si mismas, sin embargo, en el metabolismo de los mamíferos pueden ser oxidadas a N-hidroxiderivados, y esos son subsecuentemente transformados en electrófilos reactivos capaces de formar enlaces covalentes con el DNA (Cerniglia *et al.*, 1982 y Combes y Haveland-Smith, 1982). La mayoría de los colorantes de tipo azo no poseen normalmente ningún efecto citotóxico, mutagénico, o carcinogénico; pero las aminas producidas por el rompimiento de enlace probablemente si produzcan estas afectaciones. Bajo condiciones anaeróbicas muchos tipos de bacterias pueden reducir los colorantes rompiendo el enlace azo y formando aminas aromáticas: tales como benzidina, acetil benzidina, naftilamina y aminobifenil (Bishop, 1996).

2.4 DEGRADACIÓN DE COLORANTES POR MÉTODOS BIOLÓGICOS

Los colorantes sintéticos son difíciles de degradar; los de tipo azo por consecuencia presentan esta dificultad. Para la eliminación de los colorantes presentes en las aguas residuales se han estudiado diversos métodos de tratamiento tanto físico-químicos (coagulación-floculación, procesos de separación por membranas, adsorción con carbón activado, ozonación, radiación UV) como biológicos (sistemas aerobios/anaerobios). A pesar de que los procesos físicos y químicos producen efluentes de buena calidad en la mayoría de las ocasiones generan un alto costo en sus reactivos, procesos o regeneración; por otra parte la disposición de los lodos generados en este tipo de tratamientos puede llegar a representar un grave problema, mientras que el tratamiento biológico resulta más económico y ecológico, sin embargo en algunos casos se generan productos que son tóxicos para el ser humano. (Moeller y Garzón, 2003 y Dávila, 2005).

Los tratamientos biológicos de los efluentes líquidos con colorante incluyen básicamente tratamientos aeróbicos y anaeróbicos que pueden ser precedidos por una o más etapas de tratamiento primario, como sedimentación, tamizado, coagulación, neutralización, o cualquier otro tratamiento físico-químico avanzado, como ultrafiltración o adsorción con carbón activado.

Los colorantes del tipo azo son compuestos xenobióticos, por consecuencia pueden ser utilizados tanto por bacterias como por hongos (Dávila, 2005). Además la decoloración de estos en el caso de bacterias, es solo posible únicamente bajo condiciones de co-metabolismo, debido al deficiente contenido de carbono de estos colorantes azo (Padmavathy *et al.*, 2003). Existen varios ataques biológicos que pueden transformar los colorantes azo a varios productos. Esas biotransformaciones involucran degradación bacteriana y fúngica (www.recetox.muni.cz).

2.4.1 DEGRADACIÓN BACTERIANA

Las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales, en las que se usa adsorción y biodegradación aeróbica, tienen baja eficiencia de remoción para colorantes azo y otros colorantes solubles, lo cual conduce a aguas coloreadas en las fuentes receptoras de los efluentes de las industrias principalmente de colorantes y textil (Vandevivere *et al.*, 1998).

Las aminas aromáticas generadas en efluentes coloreados pretratados, son generalmente susceptibles a la biodegradación aerobia (Brown y De Vito, 1993). Zeribinati *et al.*, 1997, encontraron que naftalenos sulfonados pueden experimentar degradación oxidativa bajo condiciones físico químicas similares a las ocurridas en un río.

En el curso de las investigaciones sobre la degradación de colorantes azo mediante la acción lignolítica de los hongos, se descubrió que también algunos cultivos de bacterias producían peroxidasa (principalmente la especie *Streptomyces*, pero también bacterias gram negativas tales como *Sphingomonas chlorophenolicus* = *Flavobacterium* ATCC 39723) que decolora los colorantes azo. La oxidación de los colorantes azo mediante *Streptomyces chromofuscus* A11 involucraron la peroxidasa extracelular que mostró una restricción de sustrato específico similar al de la manganosa peroxidasa del *P. chrysosporium*. En contraste a la actividad lignolítica de los hongos, las peroxidasas producidas por las bacterias estudiadas produjeron solamente cantidades insignificantes de CO₂ (Pasczyński *et al.*, 1992).

2.4.2 DEGRADACIÓN FÚNGICA

Los hongos también han sido utilizados para la inoculación de biofiltros, los cuales proporcionan varias ventajas en comparación con los biofiltros inoculados con bacterias, entre ellas una mayor resistencia a la acidificación y una mayor superficie de contacto. Los primeros reportes de degradación aerobia de colorantes azo mediante hongos blancos de putrefacción (white-rot fungi en inglés) apareció en 1990, cuando Cripps *et al.*, (1990) demostraron que una limitación de nutrientes en los cultivos de *Phanerochaete chrysosporium* daba como resultado la decoloración del colorante azo Naranja Ácido 7. Más recientemente esto ha sido comprobado no solamente con *P. chrysosporium* sino que también con otros varios hongos principalmente del género de la podredumbre blanca (*Geotrichum candidum*, *Trametes versicolor*, *Bjerkandera adusta*, *Penicillium sp.*, *Pleurotus ostreatus*, *Pycnoporus cinnabarinus*, y *Pyricularia oryzae*) que son capaces de decolorar soluciones de colorantes azo con estructuras químicas más complejos. Recientes comparaciones de diferentes hongos sugieren que otros hongos son superiores en cuanto a su capacidad de decoloración comparados con *Phanerochaete chrysosporium* para la decolorar moléculas de colorantes azo (Schliephake *et al.*, 2000).

Los hongos de la podredumbre blanca (como lo son *Pleurotus ostreatus* y *Phanerochaete chrysosporium*) han sido utilizados ampliamente para la degradación de muchos contaminantes e incluso los más complejos; ésta capacidad de degradación de xenobióticos es ampliamente relacionada con la actividad lignolítica y las enzimas que segregan estos hongos. Su principal característica que los distingue de otros organismos es la de mineralizar los componentes de la lignina a bióxido de carbono y agua (Moreira *et al.*, 1998). La utilización de hongos basidiomicetos del género *Pleurotus* para la degradación de xenobióticos, en este caso el colorante (Buitrón, 1996), se basa en la inespecificidad del sistema degradativo desarrollado por estos hongos para despolimerizar y mineralizar la lignina, polímero aromático estructuralmente relacionado con muchos de los compuestos que causan problemas de contaminación al ambiente; ésta capacidad de *Pleurotus* y otros hongos se debe a la presencia de enzimas extracelulares como la veratryl alcohol oxidasa (Ander y Marzullo, 1997), glucosa oxidasa (Shin *et al.*, 1993), Manganese-peroxidasa (MnP), y la lacasa (Renhammar y Malstrom, 1981) (más una aril-alcohol oxidasa productora de H₂O₂), siendo estas dos ultimas las más predominantes en *Pleurotus sp.* (Hatakka, 1994).

Bumpus y Brock (1998), determinaron que la lignino-peroxidasa lleva a cabo la N-des-metilación del cristal violeta. Este junto con otros colorantes del tipo del trifenilmetano como la benza-amina, rojo cresol, azul de bromofenol, violeta de etilo, verde de malaquita y verde brillante son biodegradados en cultivos de *P. chrysosporium* bajo condiciones de limitación de nitrógeno. Colorantes tipo azo: naranja II, tropaeolin O, Rojo congo y un colorante heterocíclico Azufre B, también fueron decolorados por cultivos de *P. chrysosporium*.

Biomasa fúngica (*Phanerochaete chrysogenum*) se ha encontrado que remueve metales tóxicos como el arsénico (V) de una solución acuosa diluida mediante el mecanismo de biosorción (Loukidou et al., 2003). El hongo *Mucor rouxii* se ha utilizado para la remoción de metales pesados como cadmio, zinc, níquel y plomo de soluciones acuosas mediante la capacidad de biosorción del hongo (Yan y Viraraghavan, 2003).

Young y Yu (1997) reportaron a *Phanerochaete chrysosporium* como un degradador versátil de las estructuras químicas de algunos colorantes sintéticos y mencionan a la Lignino Peroxidasa como la enzima responsable de esta reacción, principalmente con un pH ácido.

Así mismo *Pleurotus ostreatus* también es reportado como degradador de compuestos contaminantes como los colorantes azo. Kwang-Soo, et al., (1997) mencionan que este hongo decoloró a varios tintes recalcitrantes como el trifenilo de metano, heterocíclicos, poliméricos y de tipo azo. En sus experimentos el azul de bromofenol fue el colorante que obtuvo hasta el 98% de la decoloración. Ellos hicieron cultivos de *Pleurotus ostreatus* en medios limitados de nitrógeno para la obtención de las peroxidases y la actividad decoloradora fue determinada espectrofotométricamente.

Moeller y Garzón (2003) realizaron una comparación entre 3 diferentes tipos de hongos Basidiomicetos: *Pleurotus ostreatus*, *Phanerochaete chrysosporium* y *Colorius versicolor*. Los resultados reflejaron que el *Pleurotus ostreatus* tiene un mayor porcentaje de remoción de color en comparación con los otros dos, por lo que se utilizó como inóculo en reactores empacados con turba.

2.5 REACTORES

El tratamiento de aguas residuales involucra operaciones unitarias físicas, químicas y procesos unitarios biológicos que se llevan a cabo en recipientes o tanques comúnmente conocidos como reactores (Metcalf y Eddy, 2003). Un reactor, puede ser definido como una unidad procesadora diseñada para que en su interior se lleven a cabo reacciones realizadas por microorganismos o enzimas. Dicha unidad procesadora esta constituida por un recipiente, el cual cuenta con líneas de entrada y salida para sustancias, y esta gobernado por un algoritmo de control. En el tratamiento de aguas residuales, los reactores son utilizados principalmente para reducir la concentración de contaminantes presentes a niveles aceptablemente bajos.

El principal objetivo de emplear reactores es generar las condiciones óptimas para la actividad biológica, de manera que puedan satisfacerse los requerimientos impuestos sobre la calidad (en términos de la concentración residual del contaminante) y la cantidad (en términos de flujo de agua) del agua a ser tratada y descargada (Crites y Tchobanoglous, et al. 2002). Los principales tipos de reactores usados en el tratamiento de aguas residuales son el reactor intermitente (Batch), el reactor tipo pistón (también conocido como reactor tubular), el reactor de mezcla completa, el reactor de mezcla completa en serie, el reactor de lecho empacado y el reactor de lecho fluidizado (Metcalf y Eddy, 2003).

2.5.1 MODELOS DE REACTORES Y APLICACIONES

2.5.1.1 REACTOR INTERMITENTE O EN LOTE

En este reactor la reacción se lleva a cabo en un sistema cerrado en el cual todos los reactivos son cargados al reactor al inicio de la operación y los productos son descargados al final de la operación a un mismo tiempo. El líquido contenido en el reactor es mezclado completamente.

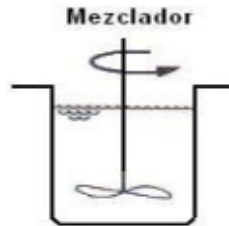


Figura 1. Reactor intermitente o en lote

Ref. Metcalf y Eddy, 2003

2.5.1.2 REACTOR FLUJO TIPO PISTÓN

El fluido de las partículas pasa a través del reactor con poca o nula mezcla y sale del reactor en la misma secuencia con la cual entra. Las partículas retienen su identidad y permanecen en el reactor por un tiempo equivalente al tiempo teórico de retención. El tipo de flujo en este reactor es mínimo o nulo.

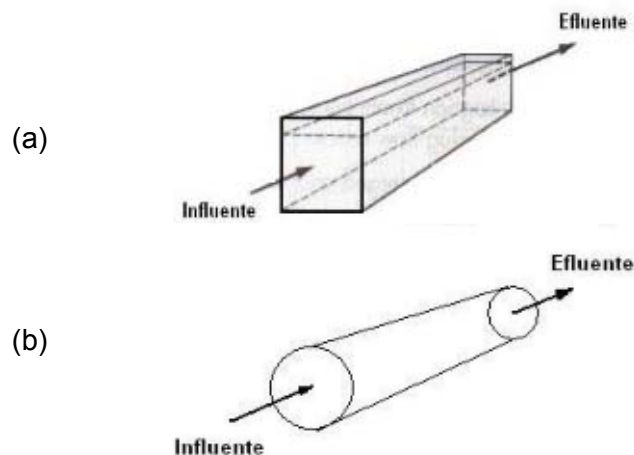


Figura 2. (a) Reactor tipo pistón abierto, (b) Reactor tipo pistón cerrado o reactor tubular

Ref. Metcalf y Eddy, 2003

2.5.1.3 REACTOR MEZCLA COMPLETA

En los reactores de mezcla completa se asume que un completo mezclado ocurre instantáneamente y uniformemente a partir de que las partículas entran al reactor. Las partículas dejan el reactor en proporción a su población estadística. La mezcla completa puede efectuarse en reactores circulares o cuadrados si el contenido del reactor es uniforme y constantemente distribuido.

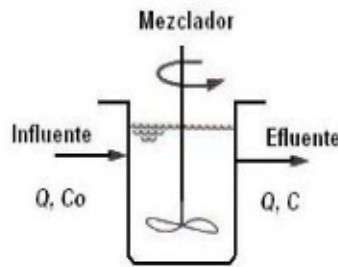


Figura 3. Reactor mezcla completa
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

2.5.1.4 REACTOR MEZCLA COMPLETA EN SERIE

Este tipo de reactores es usado para modelar el régimen de flujo que existe entre la hidráulica de un flujo ideal de los reactores completamente mezclado a los de tipo pistón. Si las series se componen de un solo reactor, el régimen de mezcla completa prevalece. Si la serie consiste de un infinito número de reactores en serie, el régimen de tipo pistón prevalece.

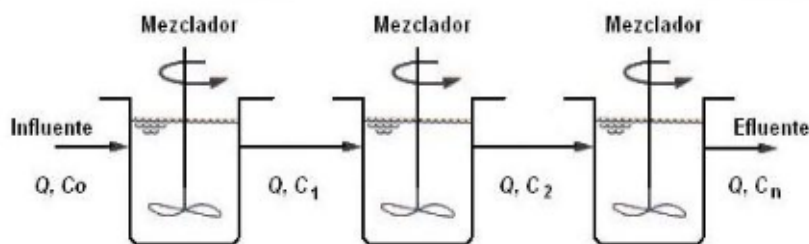


Figura 4. Reactor mezcla completa en serie
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

2.5.1.5 REACTOR DE LECHO EMPACADO

Estos reactores son llenados con algún tipo de empaque, tales como rocas, cerámica o plástico. Con respecto al flujo, el reactor de lecho empacado puede ser operado en el modo de flujo ascendente o descendente. La dosificación puede ser continua o intermitente. El material empacado en el reactor puede ser continuo o puede arreglarse en múltiples etapas con un flujo desde una etapa a otra.

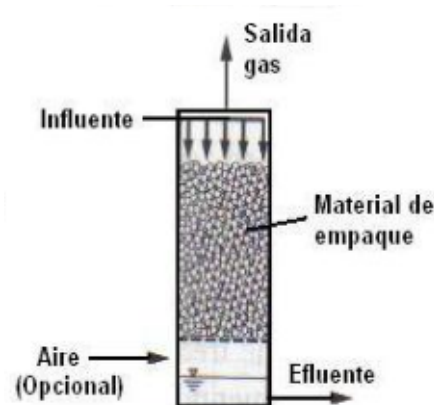


Figura 5. Reactor de lecho empacado
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

2.5.1.6 REACTOR DE LECHO FLUIDIZADO

Este tipo de reactor es similar al reactor de lecho empacado en muchos aspectos, pero el material de empaque es expandido por el movimiento ascendente del fluido (aire o agua) a través de la cama. La porosidad del material empacado puede ser variado para controlar el caudal del flujo (Metcalf y Eddy, 2003).

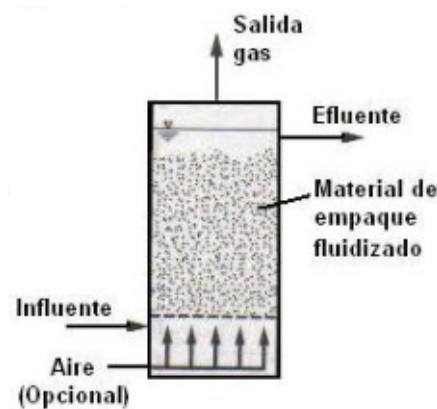
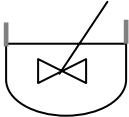
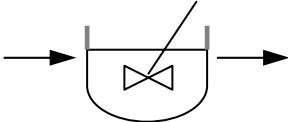
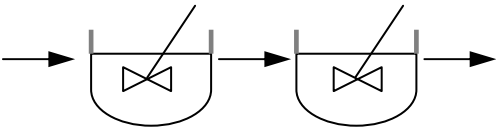
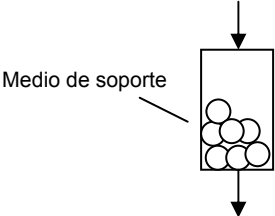
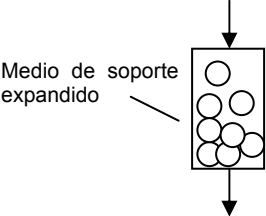


Figura 6. Reactor de lecho fluidizado
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

TABLA 2. Principales clases de reactores empleados en el tratamiento del agua residual

Clase de reactor	Esquema de identificación	Descripción y/o aplicación
Batch		No existe flujo de entrada o salida del reactor. El contenido líquido está completamente mezclado.
Flujo pistón o flujo tubular		Las partículas del flujo pasan a través del tanque y salen en la misma secuencia en que entran. Las partículas mantienen su identidad y permanecen en el interior del tanque un tiempo igual al tiempo de retención teórica. Este tipo de flujo puede aproximarse al que se produce en un tanque de gran longitud/ancho elevada, en el cual la dispersión longitudinal es mínima o nula.
Mezcla completa o reactor de tanque agitado con flujo continuo		La mezcla completa se produce cuando las partículas que entran al tanque se dispersan de manera inmediata. Las partículas salen del tanque en proporción a su distribución estadística. La mezcla completa se puede tener en tanques circulares o cuadrados si el contenido del tanque se distribuye en forma uniforme y continua.
Reactores de mezcla completa en serie		Los reactores de mezcla completa en serie se emplean para modelar el régimen de flujo intermedio entre el de mezcla completa y el flujo de pistón. Si la serie está conformada por un solo reactor, prevalece el régimen de mezcla completa, mientras que si la serie consta de infinito número de reactores, prevalece el régimen de flujo pistón.
Lecho empacado		Los reactores de lecho empacado se llenan con algún tipo de medio de soporte tal como piedra, desechos, cerámica o plástico. Con respecto al flujo, los reactores pueden estar completamente llenos (filtro anaerobio) o dosificados intermitente (filtro percolador)
Lecho fluidizado		El reactor de lecho fluidizado es similar al reactor de lecho empacado en muchos aspectos, pero el medio de soporte se expande por el movimiento ascendente del fluido (aire o agua) a través del lecho. La porosidad del lecho se puede variar controlando el caudal del fluido

Fuente: Crites y Tchobanoglous 2000.

Las principales aplicaciones de las diferentes clases de reactores empleados en el tratamiento de aguas residuales se presentan a continuación:

TABLA 3. Principales aplicaciones de las clases de reactores empleados en el tratamiento de aguas residuales

Clase de reactor	Descripción y/o aplicación
Batch	Reactor de flujo intermitente, empleado como unidad de mezcla en la preparación de soluciones concentradas.
Flujo pistón	Unidad de contacto en la cloración. Tratamiento biológico con lodos activados. Sistemas de tratamiento acuático.
Mezcla completa	Tratamiento biológico con lodos activados.
Reactores de mezcla completa en serie	Humedales artificiales. Sistemas de tratamiento con lagunas. Empleado para simular el comportamiento no ideal de reactores de flujo pistón.
Lecho empacado	Filtro percolador sumergido y no sumergido. Tratamiento en el suelo. Filtro de arena intermitente y con recirculación.
Lecho fluidizado	Reactores de lecho fluidizado para el tratamiento biológico.

Fuente: Crites y Tchobanoglous 2000.

2.5.2 CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS

Los reactores completamente mezclados y de tipo pistón son los dos tipos de reactores usados más comúnmente en el campo del tratamiento de aguas residuales. Las características hidráulicas del flujo de los reactores completamente mezclados y de tipo pistón pueden ser descritas a partir del régimen de flujo ideal (el totalmente mezclado y el flujo tipo pistón) o no ideal (el totalmente mezclado en serie y el flujo tipo pistón con dispersión axial).

2.5.2.1 FLUJO IDEAL EN REACTORES

Un modelo de las características hidráulicas de los reactores es importante debido a que los resultados obtenidos pueden ser usados para determinar el tiempo efectivo en que un volumen de agua se mantendrá en un reactor y su promedio de edad (Metcalf y Eddy, 2003). Existen dos tipos de regímenes de flujo ideal; el totalmente mezclado y el flujo tipo pistón. En un comportamiento real, el reactor trabaja a un régimen de flujo con un comportamiento intermedio entre estos dos extremos (Morgan, 1997).

2.5.2.1.1 FLUJO IDEAL EN UN REACTOR DE MEZCLA COMPLETA

Sin un flujo continuo de un trazador conservativo (que no reacciona), como Rodamina B, de concentración C_0 se inyecta dentro de un reactor de mezcla completa que contiene inicialmente agua limpia, el trazador aparecerá en el efluente, como se observa en la figura 7a. En términos analíticos, la concentración del trazador en el efluente como una función del tiempo puede determinarse a partir de un balance de masa alrededor del reactor (Metcalf y Eddy, 2003).

1. Planteamiento general:

$$\begin{array}{lcl} \text{Velocidad de acumulación} & & \\ \text{del trazador dentro del} & = & \text{Flujo másico de} \\ \text{reactor} & & \text{trazador que} \\ & & \text{entra al reactor} \end{array} \quad - \quad \begin{array}{l} \text{Flujo másico de} \\ \text{trazador que} \\ \text{sale del reactor} \end{array} \quad (2.1)$$

2. Planteamiento simplificado:

$$\text{Acumulación} = \text{entrada} - \text{salida} \quad (2.2)$$

3. Expresión matemática:

$$\frac{dC}{dt} V = Q C_0 - Q C \quad (2.3)$$

Al reescribir la ecuación (2.3) y simplificar se obtiene

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q}{V} (C_0 - C) \quad (2.4)$$

Al integrar entre los límites $C = C_0$ a $C = C$ y $t = 0$ a $t = t$ se obtiene:

$$\int_{C=C_0}^{C=C} \frac{dC}{C_0 - C} = \frac{Q}{V} \int_{t=0}^{t=t} dt \quad (2.5)$$

La expresión que resulta después de la integración es:

$$C = C_0 (1 - e^{-t(Q/V)}) = C_0 (1 - e^{-t/t_0}) = C_0 (1 - e^{-\theta}) \quad (2.6)$$

donde :

C = concentración del trazador en el reactor en el tiempo t

C_0 = concentración inicial del trazador en el reactor

t = tiempo, T

Q = caudal, L^3 / T

V = volumen del reactor, L^3

t_0 = tiempo teórico de retención, V/Q ,

θ = tiempo normalizado de retención, t/t_0

La respuesta correspondiente a la incorporación de una cantidad determinada de trazador bajo condiciones de mezcla instantánea y sin suspender la alimentación de agua limpia (figura 7b) está dada por la expresión:

$$C = C_0 e^{-t(Q/V)} = C_0 e^{-t/t_0} = C_0 e^{-\theta} \quad (2.7)$$

donde C_0 = concentración inicial del trazador.

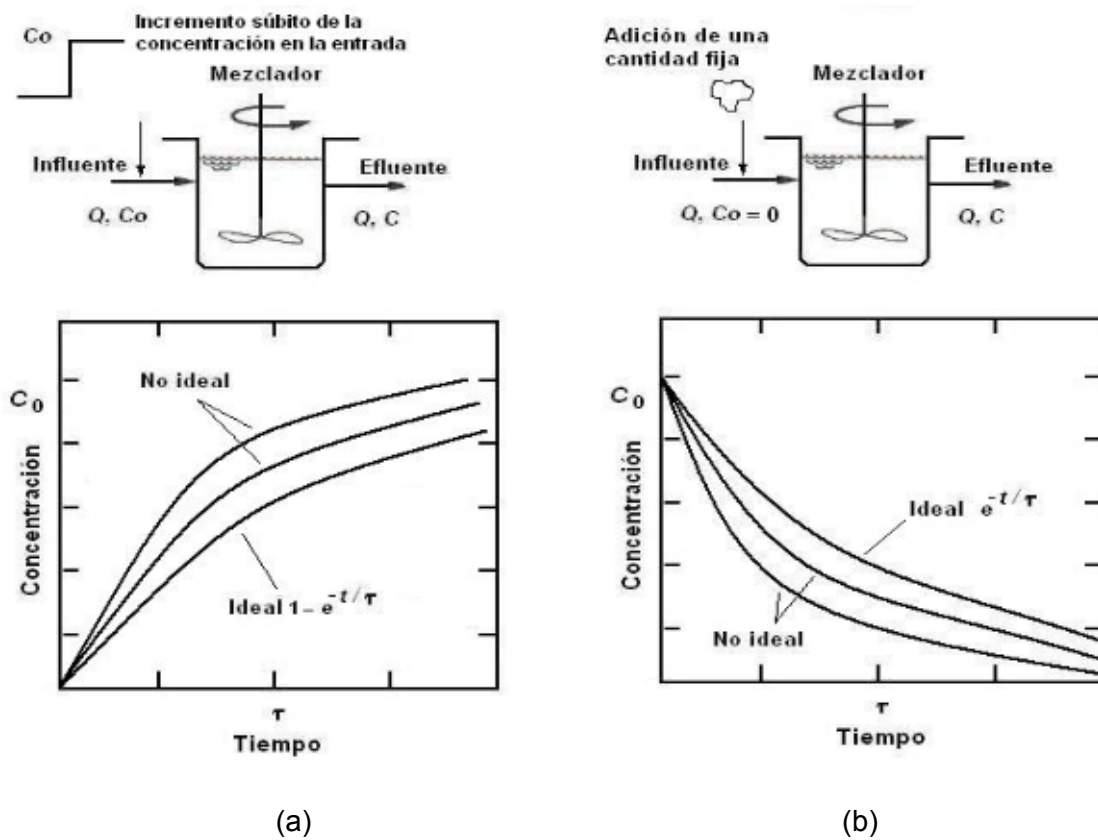


Figura 7. Concentración del trazador en el efluente de un reactor de mezcla completa; (a) sujeta a la concentración constante de trazador en el afluente y (b) sujeta a la adición de una cantidad fija de trazador

Ref. Metcalf y Eddy, 2003

2.5.2.1.2 FLUJO IDEAL EN UN REACTOR FLUJO TIPO PISTÓN

Las características hidráulicas de un reactor ideal de flujo pistón se pueden observar en la figura 8. En el caso de un reactor de flujo pistón, éste se llena inicialmente con aguas limpias antes de iniciar la descarga continua de trazador. Si un observador estuviera ubicado en la salida del reactor, la aparición del trazador en el efluente ocurriría como se muestra en la figura 8a (t igual al tiempo actual y t_0 igual al tiempo teórico de retención V/Q). Bajo condiciones ideales de flujo de pistón, el tiempo que tarda el observador en detectar trazador en el efluente es igual al tiempo teórico de retención t_0 . El efecto de una perturbación como la causada por la inyección de una cantidad fija de trazador, el cual se distribuye uniformemente sobre toda la sección transversal del reactor, se puede observar en la figura 8b. Para comprobar la forma de la gráfica que indica el comportamiento de la concentración del trazador en el efluente, dada por la figura 8b, se necesita preparar un balance de masa para un reactor ideal de flujo de pistón (sin dispersión axial) en el cual la concentración del trazador conservativo C se distribuye uniformemente a través de la sección transversal del volumen de control. El balance de masa para un trazador conservativo realizado a partir de un elemento diferencial de volumen, como se aprecia en la figura 9, se puede escribir así:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \Delta V = Q C [x] - Q C [x + \Delta x] \quad (2.8)$$

donde:

C = concentración de constituyente C , g / m³

ΔV = elemento diferencial de volumen, m³

Q = caudal, m³ / s

r_c = velocidad de reacción para el constituyente C , g / m³ s

Si se reemplaza la expresión diferencial por el término $QC [x + \Delta x]$ de la ecuación anterior (2.8) se obtiene:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \Delta V = Q C - Q \left(C + \frac{\Delta C}{\Delta x} \Delta x \right) \quad (2.9)$$

Si se reemplaza $\Delta \Delta x$ por ΔV y se simplifica, resulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \Delta V = - Q \frac{\Delta C}{\Delta x} \Delta x \quad (2.10)$$

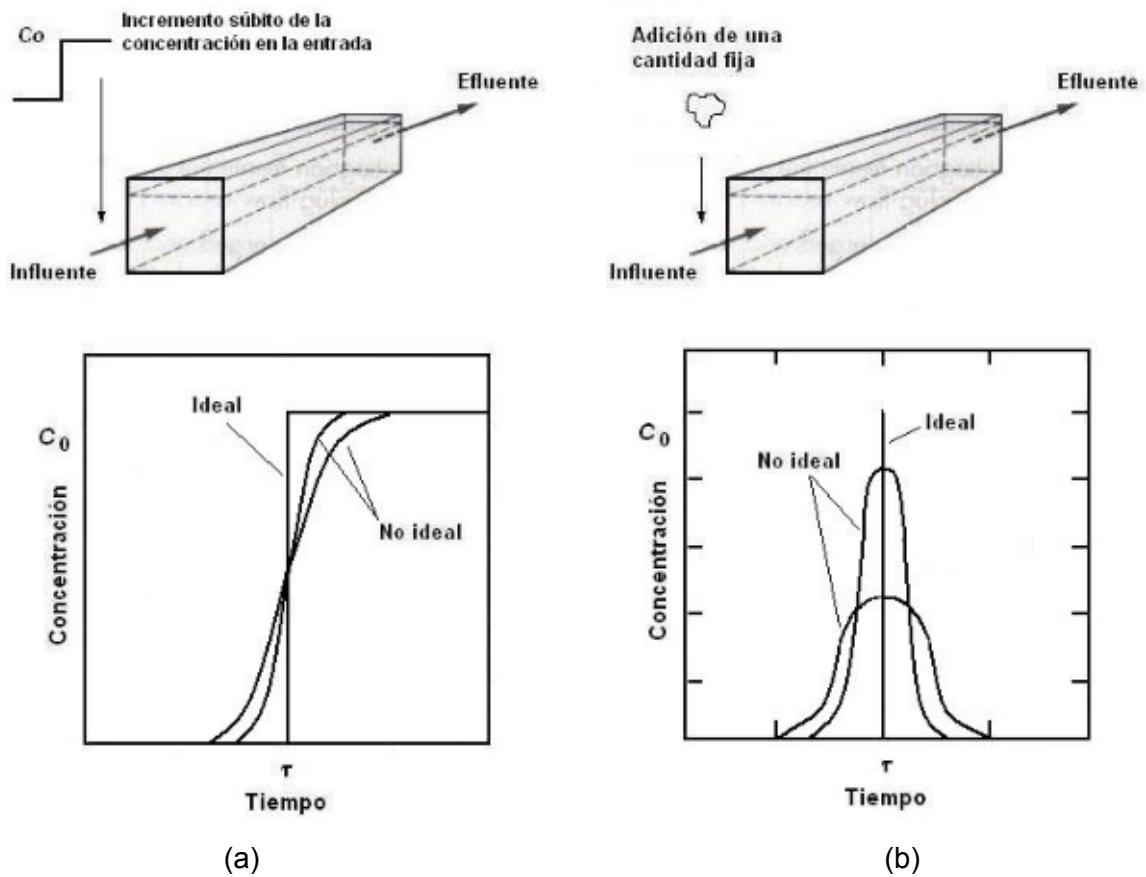


Figura 8. Concentración del trazador en el efluente del reactor de flujo pistón: (a) sujeto a adición de una cantidad fija de trazador y (b) sujeto a concentración de trazador en el afluente
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

Si se divide por A y Δx se obtiene:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{Q}{A} \frac{\Delta C}{\Delta x} \quad (2.11)$$

En el límite cuando Δx tiende a cero:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{Q}{A} \frac{\delta C}{\delta x} = -v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.12)$$

donde v = velocidad de flujo

Dado que ambos lados de la ecuación son iguales ($\delta t = \delta x / V$), excepto por el signo negativo, la única solución que satisface la ecuación se obtiene si los cambios en la concentración con respecto a la posición son iguales a cero. Entonces, la concentración en el afluente debe ser igual a la concentración en el efluente, la cual coincide con lo descrito en la figura 9 (Metcalf y Eddy, 2003).

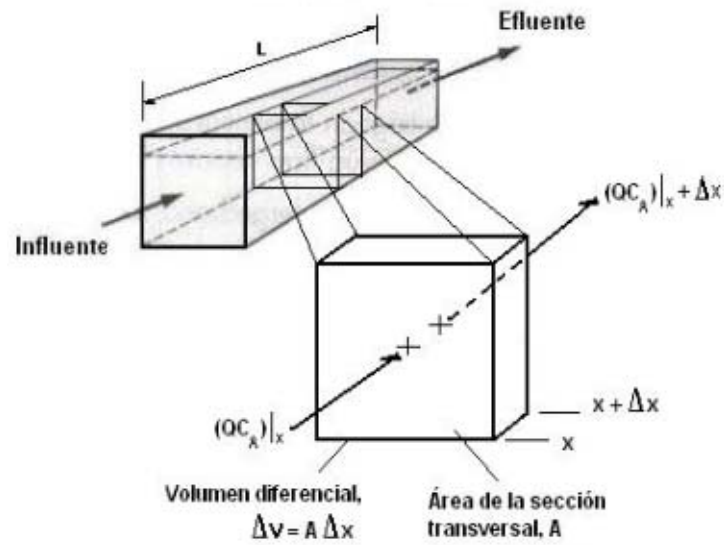


Figura 9. Diagrama para el análisis hidráulico de un reactor de flujo pistón

Ref. Metcalf y Eddy, 2003

2.5.2.2 FLUJO NO IDEAL EN REACTORES

Al calcular el tiempo de retención hidráulico (TRH) en el diseño de reactores, generalmente se hace uso de la ecuación:

$$TRH_{ideal} = V_t / Q \quad (2.13)$$

En esta expresión se está considerando que todas las partículas de un fluido permanecen dentro del reactor el mismo tiempo. Esta consideración posee un carácter ideal, lo cual únicamente se lograría al tener un régimen de flujo ideal ya sea totalmente (o perfectamente) mezclado o uno tipo pistón sin dispersión de masa.

En la realidad esto no sucede. El comportamiento de un reactor real desde el punto de vista hidráulico se aleja de los extremos ideales (totalmente mezclado y flujo pistón) al presentar un comportamiento hidráulico localizado entre estos dos extremos; en algunos casos, más cercano al comportamiento totalmente mezclado y en otros al comportamiento flujo pistón.

Al no poder lograr un mezclado perfecto (en el caso de un reactor agitado continuo) ni evitar la dispersión de masa (debido a gradiente de concentración en el caso de un reactor tubular continuo) no se logra la homogeneidad requerida para la aplicación de la ecuación del TRH ideal. Por el contrario se producen canalizaciones (cortos circuitos hidráulicos) y recirculaciones de fluido lo que producen **zonas muertas** dentro del reactor (Morgan, 1997).

En otras palabras también se puede decir que un flujo no ideal ocurre cuando una porción del flujo que ingresa a un reactor durante un periodo de tiempo llega al efluente antes de que el volumen de flujo que entró al reactor durante el mismo periodo de tiempo.

2.5.2.2.1 FLUJO NO IDEAL EN REACTOR DE MEZCLA COMPLETA EN SERIE

En algunas ocasiones, el empleo de reactores de mezcla completa conectados en serie puede tener ciertas ventajas en el tratamiento de aguas residuales. Para tener un mejor entendimiento de las características hidráulicas de los reactores en serie (ver figura 4), se puede suponer que una cantidad fija de trazador se coloca en el primer reactor de una serie de reactores con igual tamaño y que la concentración instantánea resultante en ese primer reactor es C_0 . El volumen total de todos los reactores es V y el volumen para cada reactor es V/n , donde n es el número de reactores conectados en serie. A partir de la ecuación de los reactores de mezcla completa, la concentración en el efluente está dada por la siguiente expresión:

$$C_1 = C_0 e^{-n(Q/V)t} = C_0 e^{n(-t/t_0)} = C_0 e^{-n\theta} \quad (2.14)$$

Al escribir un balance de materiales para el segundo reactor, resulta:

$$\frac{V}{n} \frac{dC_2}{dt} = Q C_1 - Q C_2 \quad \frac{dC_2}{dt} + \frac{nQ}{V} C_2 = \frac{nQ}{V} C_1 \quad (2.15)$$

Al remplazar C_1 en la ecuación (2.15) se obtiene:

$$\frac{dC_2}{dt} + \frac{nQ}{V} C_2 = \frac{nQ C_0}{V} e^{-n(Q/V)t} \quad (2.16)$$

Al resolver esta ecuación (2.16) y agrupar términos se obtiene:

$$C'_2 + \beta C_2 = \beta C_0 e^{-\beta t} \quad (2.17)$$

donde:

$$\begin{aligned} C'_2 &= dC_2 / dt \\ \beta &= nQ/V \end{aligned}$$

El procedimiento más discreto para encontrar la solución de una ecuación diferencial lineal de primer orden emplea un factor de integración de la forma $e^{\beta t}$. Si se multiplica ambos lados de la ecuación anterior por el factor de integración se obtiene:

$$e^{\beta t} (C'_2 + \beta C_2) = \beta C_0 \quad (2.18)$$

En la expresión anterior, el término de la izquierda se puede escribir como:

$$(e^{\beta t} C_2)' = \beta C_0 \quad (2.19)$$

Al integrar la última expresión se obtiene:

$$e^{\beta t} C_2 = \beta C_0 \int dt = \beta C_0 t + K \quad (2.20)$$

Al dividir por $e^{\beta t}$, resulta:

$$C_2 = \beta C_0 t e^{-\beta t} + K e^{-\beta t} \quad (2.21)$$

Pero, cuando $t = 0$, $C_2 = 0$, de manera que el valor de la constante de integración K es 0, entonces:

$$C_2 = C_0 (nQt/V) e^{-n(Q/V)t} = C_0 n \theta e^{-n\theta} \quad (2.22)$$

Del mismo modo, la solución para tres reactores es:

$$C_2 = \frac{C_0}{2!} (nQt/V)^2 e^{-n(Q/V)t} = \frac{C_0}{2!} (n\theta)^2 e^{-n\theta} \quad (2.23)$$

La expresión general que indica la concentración en el efluente para el n -ésimo reactor es:

$$C_i = \frac{C_0}{(i-1)!} (nQt/V)^{i-1} e^{-n(Q/V)t} = \frac{C_0}{(i-1)!} (n\theta)^{i-1} e^{-n\theta} \quad (2.24)$$

Las curvas de concentración para el efluente final de sistemas con 1, 2, 4, 6 y 75 reactores conectados en serie obtenidas a partir de la anterior ecuación se muestran en la figura 10.

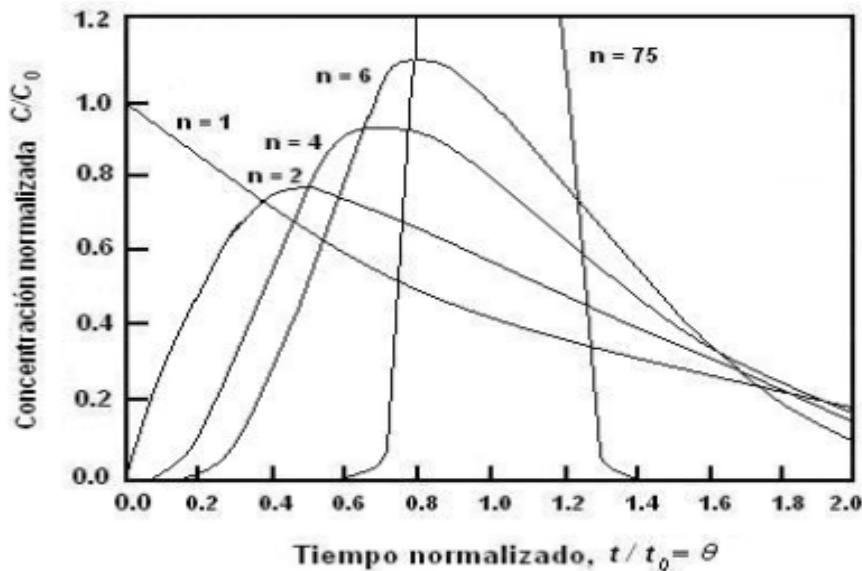


Figura 10. Curvas de concentración del trazador en el efluente para reactores conectados en serie, sujetos a la descarga de una cantidad fija de trazador en el primer reactor en serie. Se obtienen valores de concentración mayores que 1 porque se adiciona la misma cantidad de trazador en el primer reactor de cada serie de reactores

Ref. Metcalf y Eddy, 2003

En la figura 10, la concentración aumenta para el primer reactor debido a que se utiliza la misma cantidad de trazador sin importar el número de reactores conectados en serie.

Con frecuencia se emplea una expresión aproximada para representar gráficamente la fracción remanente F de trazador en el sistema para cualquier tiempo t ; esta expresión es igual a:

$$F = \frac{(V/n) C_1 + (V/n) C_2 + \dots + (V/n) C_n}{(V/n) C_0}$$

$$F = \frac{C_1 + C_2 + \dots + C_n}{C_0} \quad (2.25)$$

Si se emplea la ecuación (2.24) para obtener la concentración en el efluente de cada reactor de la serie, la ecuación (2.25), aplicada a una serie de cuatro reactores de igual tamaño, se convierte en:

$$F_{4R} = \frac{C_0 e^{-4\theta} + C_0 (4\theta) e^{-4\theta} + \frac{(C_0/2)(4\theta)^2}{C_0} e^{-4\theta} + \frac{(C_0/6)(4\theta)^3}{C_0} e^{-4\theta}}{C_0}$$

$$F_{4R} = \left[1 + 4\theta + \frac{(4\theta)^2}{2} + \frac{(4\theta)^3}{6} \right] e^{-4\theta} \quad (2.26)$$

La fracción remanente de trazador para sistemas de 1, 2, 4, 6 y 75 reactores de mezcla completa conectados en serie está dada en la figura 11 (Metcalf y Eddy, 2003).

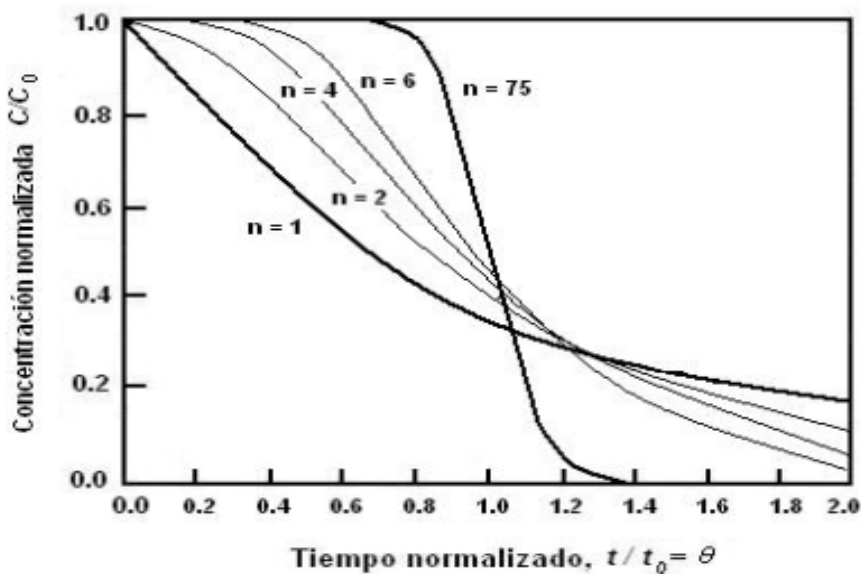


Figura 11. Fracción remanente de trazador en un sistema con reactores conectados en serie
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

2.5.2.2.2 FLUJO NO IDEAL EN UN REACTOR DE FLUJO PISTÓN CON DISPERSIÓN AXIAL

En la práctica, el flujo de los reactores de flujo pistón rara vez se comporta en forma ideal. Generalmente ocurre que una fracción de trazador alcanza la salida antes que la mayor cantidad de trazador. El movimiento adelantado de trazador se produce por difusión y advección. En un reactor tubular de flujo pistón (p. ej., una tubería), la llegada adelantada de trazador en la salida se puede explicar si se recuerda que la distribución de la velocidad en una tubería es de forma parabólica. Dependiendo del grado de dispersión axial, la distribución de concentración de trazador en el efluente aparecerá como se observa en la figura 12. Cuando el factor de dispersión tiende a infinito, el reactor del flujo pistón con dispersión axial es equivalente a un reactor de mezcla completa.

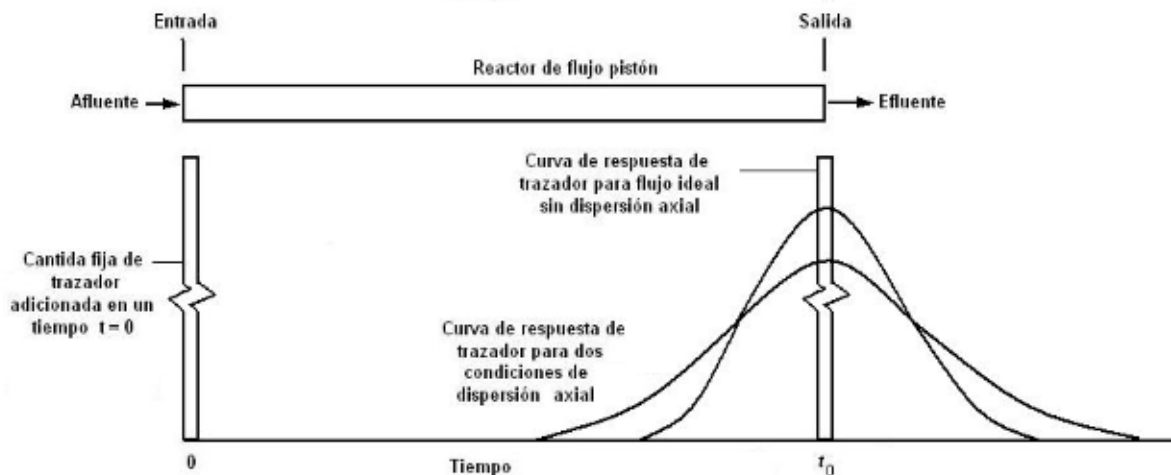


Figura 12. Dispersión axial en un reactor de flujo pistón

Ref. Crites y Tchobanoglous, 2000

Cuando se encuentran variaciones en la cantidad de dispersión axial, el régimen de flujo se identifica en ocasiones como “flujo arbitrario”. Esta clase de flujo, muy difícil de describir matemáticamente, se encuentra con frecuencia en tanques sépticos, tanques aireados y humedales artificiales. La forma en la cual varía la concentración en el efluente de un reactor de flujo pistón con dispersión axial (flujo arbitrario) se representa con frecuencia como un modelo para un determinado número de reactores conectados en serie (Crites y Tchobanoglous, 2000).

2.5.2.3 FACTORES QUE CONDUCEN AL FLUJO NO IDEAL EN REACTORES

Anteriormente se mencionó que un flujo no ideal es con frecuencia definido como un corto circuito que ocurre cuando una porción del flujo que ingresa a un reactor durante un periodo de tiempo llega al efluente antes de que el volumen de flujo que entró al reactor durante el mismo periodo de tiempo. Entre los factores que conducen al flujo no ideal en reactores se pueden mencionar los siguientes:

1. Diferencias de temperatura. En reactores de mezcla completa y flujo pistón, un flujo no ideal (corto circuito) puede ser causado por la densidad debido a la diferencia de temperaturas. Cuando el agua entrante al reactor es más fría o caliente que el agua contenida en el tanque, una fracción del agua puede viajar al efluente a lo largo de la superficie sin tener que mezclarse completamente (figura 13).
2. Circulación en forma de vientos. En reactores poco profundos, la circulación en forma de viento puede establecer que habrá un transporte de una porción del influente al efluente en una fracción del tiempo de retención actual (figura 14).

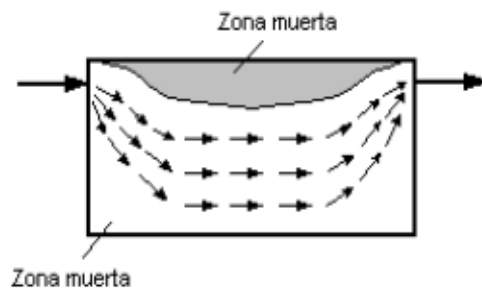


Figura 13. Flujo de un reactor con diferencia de temperaturas
Ref. Metcalf y Eddy, 2003



Figura 14. Flujo con circulación en forma de viento
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

3. Mezclado inadecuado. Sin la suficiente energía ingresando, porciones contenidas en el reactor no se mezclaran con el agua entrante (figura 15).
4. Pobre diseño. Dependiendo del diseño en el influente y el efluente del reactor relativo al aspecto del radio, las zonas muertas se pueden desarrollar dentro del reactor (figura 16).
5. Dispersión axial en reactores tipo flujo pistón. En reactores de tipo flujo pistón el movimiento hacia delante de un trazador es debido a la advección y a la dispersión. La *advección* es el término utilizado para describir el movimiento de materia disuelta o coloidal con la velocidad de corriente. La *dispersión* es el término usado para describir el transporte axial y longitudinal de material debido a las diferencias de velocidades, a la difusión molecular y turbulenta (figura 16).

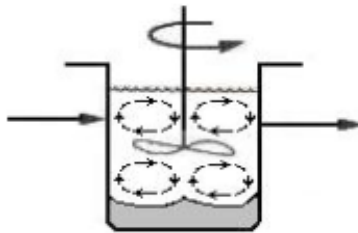


Figura 15. Mezclado inadecuado en un reactor
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

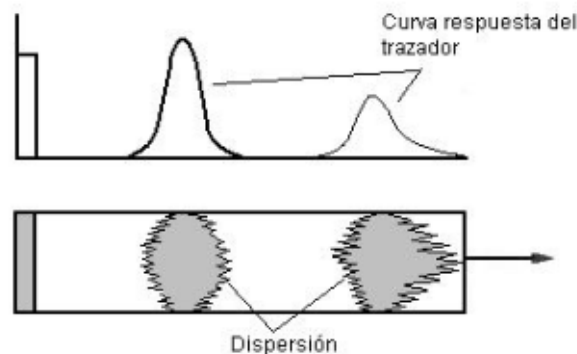


Figura 16. Dispersión axial en reactores tipo flujo pistón
Ref. Metcalf y Eddy, 2003

Finalmente, el uso ineficiente del volumen de un reactor debido a cortos circuitos resultado de las diferencias de temperatura, la presencia de zonas muertas resultado de un pobre diseño, un inadecuado mezclado y la dispersión, pueden resultar en un reducido diseño de tratamiento (Metcalf y Eddy, 2003).

2.5.3 ESTUDIOS DE TRAZADO

Una de las consideraciones prácticas más importantes que involucra el diseño de reactores es cómo alcanzar las condiciones ideales postuladas en el diseño. El uso de trazadores para la determinación de las curvas de distribución del tiempo de residencia (DTR) es uno de los métodos más simples y exitosos utilizados para evaluar el diseño hidráulico de los reactores.

Los estudios de trazado efectuados en reactores tienen por objeto la determinación del tiempo medio de retención hidráulica o tiempo de retención hidráulica real de cada una de las moléculas dentro de un reactor o recipiente o más exactamente la distribución de tiempos de residencia de la corriente del fluido (Levenspiel, 1972).

Estos estudios se basan en la inyección de un trazador dentro del sistema (método experimental estímulo-respuesta) que representa el comportamiento hidráulico del fluido. A la salida del reactor, el trazador es detectado y cuantificado en función del tiempo (Morgan, 1997).



Figura 17. Curva respuesta de un estudio de trazado

Ref. Levenspiel, 1972

2.5.3.1 FUNCIÓN DE DISTRIBUCIÓN DE TIEMPOS DE RESIDENCIA

La idea de usar la distribución de tiempos de residencia (DTR) en el análisis del desempeño de reactores químicos se propuso por primera vez en un trabajo pionero de MacMullin y Webber en 1935. Sin embargo, parece ser que el concepto no se aplicó ampliamente antes de principios de la década de 1950, cuando Danckwerts estructuró y organizó el tema definiendo la mayor parte de las distribuciones de interés. El cada vez más amplio acervo de trabajos sobre el tema que se han acumulado desde entonces se ha ajustado en general a la nomenclatura de Dankwerts (Fogler, 2001).

Es evidente que durante el flujo de un fluido a través de un reactor, los distintos elementos del fluido al seguir diferentes caminos a lo largo del reactor (canalizaciones y/o recirculaciones) tendrán por lo tanto diferentes tiempos de residencia dentro del reactor. La función que describe la distribución de estos tiempos de residencia de un fluido que fluye a través de un reactor se denomina función de distribución de tiempos de residencia (DTR), $E(t)$. En otras palabras la función de distribución de tiempos de residencia $E(t)$ es la función que describe de forma cuantitativa cuánto tiempo han pasado en el reactor diferentes elementos de un fluido (Fogler, 2001). Es conveniente representar la DTR de tal manera que el área bajo la curva sea la unidad, es decir:

$$\int_0^{\infty} E dt = 1 \quad (2.27)$$

Este procedimiento se denomina normalización de la distribución y en la figura 18 se muestra esta distribución normalizada. La curva E es la distribución que ha de tenerse en cuenta en el flujo no ideal

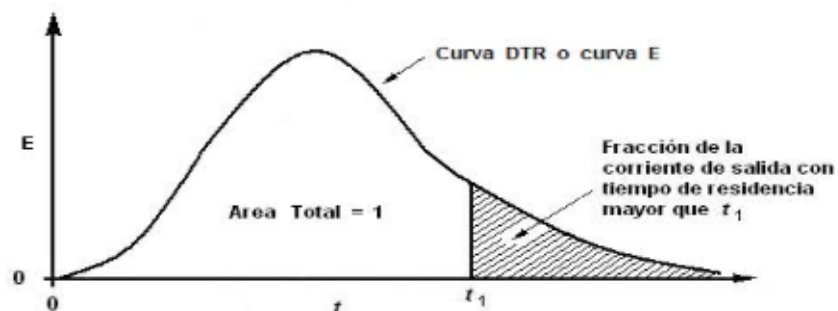


Figura 18. Curva de distribución de tiempos de residencia (DTR), E
Ref. Levenspiel, 1972

2.5.3.2 MÉTODOS EXPERIMENTALES PARA LA MEDICIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE TIEMPOS DE RESIDENCIA (DTR)

En la realización de estudios de trazado se recurre a una serie de técnicas experimentales que se engloban en la denominación general de técnicas estímulo-respuesta. En este tipo de experimentación, el estímulo es la inyección de un trazador al sistema y la respuesta es el comportamiento en función del tiempo que tiene el trazador a la salida del sistema.

El tipo de estudio de trazado, así como el tratamiento matemático por emplear para obtener la información correspondiente dependen de cómo se inyecte el trazador, es decir si es en forma continua durante todo el estudio de trazado (inyección tipo escalón, *Curva F*), si es una inyección en un lapso muy corto de tiempo respecto al tiempo de retención hidráulica a evaluar (inyección tipo pulso, *Curva C*) o si es arbitraria o cíclica. En la figura 19 se representan las técnicas de estímulo respuesta utilizadas en un estudio de trazado.

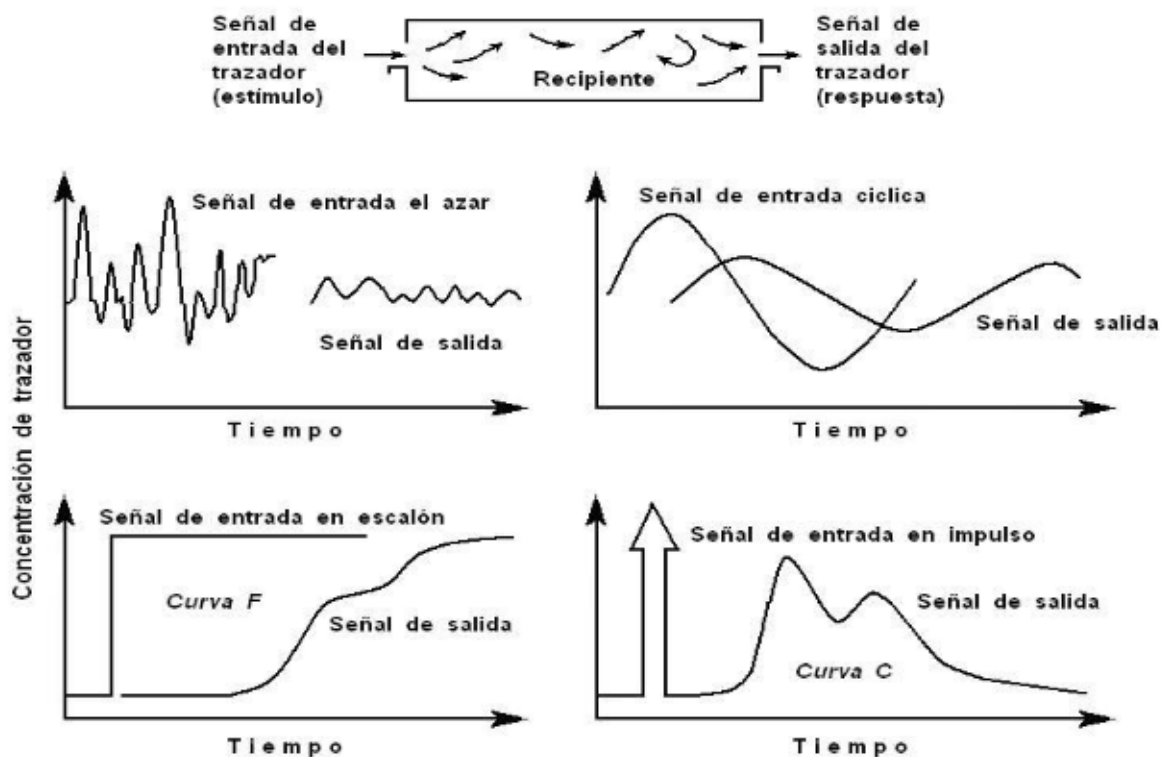


Figura 19. Técnicas estímulo respuesta empleadas en estudios de trazado
Ref. Levenspiel, 1972

La información proporcionada por el estudio de trazado no depende del tipo de inyección que se efectúe.

En el experimento tipo **F**, la inyección del trazador a una misma concentración y flujo, es continua durante todo el experimento. Este tipo de experimento finaliza cuando se observa que la concentración del trazador en la corriente de salida y entrada al del sistema son iguales. En el experimento tipo **C**, la inyección de la totalidad del trazador debe ser efectuada en el menor tiempo posible para que ello no afecte los resultados obtenidos. Se recomienda que la inyección sea menor a un 1% del total del tiempo de retención teórico del sistema (utilizar una disolución del trazador concentrada).

Los experimentos de trazado deben ser efectuados cuando se tengan condiciones estables de operación en el sistema a evaluar. Por otra parte hay que tomar en cuenta que para poder detectar el trazador, se deberá tomar en forma continua o intermitente una muestra de la corriente de salida del sistema. Esta muestra deberá ser representativa de la concentración del trazador en el punto de salida del sistema. Si la muestra de trazador es tomada intermitentemente, se debe prever la forma de la curva del trazador y planear un muestreo más intenso en las regiones donde la variación de la respuesta de éste sea mayor con respecto al tiempo. Con el objeto de relacionar **E** con **C** hay que hacer notar que **E** representa la distribución de tiempo de residencia de un "lote", parte o fracción del fluido. En el experimento tipo **C**, al inyectarse una cantidad determinada de trazador (lote) se estará reproduciendo el significado de **E**. Es decir, la curva E y C son exactamente iguales.

2.5.3.3 CARACTERÍSTICAS Y SELECCIÓN DEL TRAZADOR

Por años, un número de trazadores han sido utilizados para evaluar el diseño hidráulico de los reactores. De acuerdo a las condiciones de operación de un reactor, la sustancia a utilizarse como un trazador deberá poseer ciertas características entre las que se encuentran:

- ✓ El trazador no debe afectar el flujo (debe ser esencialmente de la misma densidad al agua cuando es diluido)
- ✓ El trazador debe ser estable bajo las condiciones de operación del experimento
- ✓ El trazador tiene que poseer estabilidad en función del tiempo
- ✓ El trazador no debe absorberse o adsorberse en la biomasa o en el soporte de ella
- ✓ El trazador debe poder ser inyectado en un periodo corto de tiempo
- ✓ El trazador debe poder ser detectado mediante una respuesta lineal precisa y exacta en función del tiempo y dentro de un intervalo de concentración aceptable de acuerdo con las condiciones del experimento

Todas estas características antes mencionadas, son para evitar que el trazador tenga interferencias en la simulación del comportamiento hidráulico de un fluido o sustancia (Morgan, 1997).

Entre los químicos y colorantes que han sido utilizados exitosamente en los estudios de trazado se incluyen el rojo congo, cloruro de litio (LiCl), gas hexafluoruro (H_2SiF_6), potasio, permanganato de potasio, rhodamina WT, y cloruro de sodio (NaCl). Algunas de estas sustancias utilizadas como trazadores requieren mayor atención e inversión para su uso. Tal es el caso del NaCl, donde se detecta mediante conductividad. En este caso la temperatura deberá mantenerse constante. Otro ejemplo, es el uso de trazadores que son detectados por medio de absorción atómica (LiCl); el inconveniente se presenta por lo costoso del equipo y la toxicidad del litio. Algo similar sucede con los trazadores radioactivos donde su detección es costosa y los desechos pueden causar problemas ambientales y de salud (Metcalf y Eddy, 2003).

Al tomar esto en cuenta, se prefieren generalmente trazadores a base de colorantes que pueden ser detectados mediante espectrofotometría. Sin embargo en un estudio de trazado en agua, en primera instancia, se desea que el trazador represente el comportamiento dinámico de este fluido en el reactor. Sin embargo, los trazadores al tener diferente peso molecular y al poseer características químicas distintas al agua, es de suponer que este comportamiento varíe con respecto al deseado (Morgan, 1997). Por todo lo anterior, la selección del trazador estará en función a las características generales del sistema a evaluar y a las condiciones de operación del mismo, ya que los resultados obtenidos de un estudio de trazado dependerán de la selección del trazador mismo. Los datos obtenidos en un estudio de trazado deberán estar referenciados al tipo de trazador utilizado y a las condiciones de operación del experimento (velocidades de flujo, dimensiones del reactor, temperatura, flujo, presencia de empaque o biomasa, etc.).

2.5.3.4 CÁLCULO DEL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO PROMEDIO REAL A PARTIR DE LOS RESULTADOS DEL ESTUDIO DE TRAZADO

En el caso de un sistema con comportamiento hidráulico ideal (por ejemplo el flujo pistón), el tiempo de retención hidráulico (TRH) ideal es igual al tiempo de retención promedio de todas las partículas de un fluido, debido a que en la idealidad, todas las partículas del fluido poseen el mismo tiempo de retención. Sin embargo esto no sucede así en el caso de un sistema real, por lo que se debe calcular un tiempo promedio, que es el punto de equilibrio entre los tiempos de residencia cortos y grandes provocados por el movimiento no homogéneo de las partículas, característico de un sistema real (Morgan, 1997).

Así pues, el tiempo de residencia medio está dado por la siguiente expresión:

$$\int_0^{\infty} t E dt \quad (2.28)$$

Si la curva de distribución solamente se conoce para un número de valores discretos del tiempo, t_i , entonces:

$$\bar{t} = \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad (2.29)$$

Para un experimento tipo C, el tiempo de retención medio será el centroide de la curva de distribución de tiempos de retención.

Otro parámetro importante de evaluar en el estudio de trazado es la varianza o amplitud de la distribución δ^2 . La varianza representa el cuadrado de la amplitud de la distribución y sus dimensiones son (tiempo)². Es particularmente útil para comparar curvas experimentales con una curva de una familia de curvas teóricas. La varianza está definida como:

$$\delta^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t - \bar{t})^2 C \cdot dt}{\int_0^{\infty} C \cdot dt} = \frac{\int_0^{\infty} t^2 C \cdot dt}{\int_0^{\infty} C \cdot dt} - \bar{t}^2 \quad (2.30)$$

Que para valores discretos toma la forma:

$$\delta^2 = \frac{\sum (t_i - \bar{t})^2 C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} = \frac{\sum t_i^2 C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} - \bar{t}^2 \quad (2.31)$$

Estas expresiones se simplifican algo cuando se emplean en recipientes cerrados con distribuciones normalizadas. Así, para una curva continua, o para medidas discretas a intervalos de tiempos iguales, la media será:

$$\bar{t} = \int_0^{\infty} t E \cdot dt = \frac{\sum t_i E_i}{\sum E_i} = \sum t_i E_i \Delta t \quad (2.32)$$

y la varianza, resulta:

$$\delta^2 = \int_0^{\infty} (t - \bar{t})^2 E \cdot dt = \int_0^{\infty} t^2 E \cdot dt - \bar{t}^2 \quad (2.33)$$

$$= \frac{\sum t_i^2 E_i}{\sum E_i} - \bar{t}^2 = \sum t_i^2 E_i \Delta t - \bar{t}^2 \quad (2.34)$$

2.5.3.5 INFORMACIÓN DERIVADA DE LA FORMA DE LA CURVA DEL ESTUDIO DE TRAZADO

Las formas de las curvas de distribución de tiempos de residencia (DTR) son muy variadas. Según sea su forma, es posible predecir, cualitativa y empíricamente, algunos fenómenos que suceden dentro del sistema (Figura 20) (Levenspiel, 1972).

Al imaginar un experimento de trazado con un reactor ideal sin agitación se obtiene una curva de trazado igual a una línea recta vertical (Figura 20a). En ella, se localiza en un mismo punto el tiempo de retención promedio y el tiempo de retención teórico (si son tiempos normalizados serán la unidad). Si en este experimento se indujera una agitación hasta obtener un reactor con un comportamiento hidráulico tipo perfectamente agitado, es posible una transformación de la curva 20a a una curva de trazado con un decaimiento exponencial. Estas curvas son los extremos ideales que un reactor real nunca podrá alcanzar. Por lo tanto, la forma de la curva del trazador del reactor real es parecida, en un mayor o menor grado, a la de algún extremo.

Las formas de las curvas experimentales pueden tener variantes que están asociadas con un comportamiento hidráulico típico. Las curvas observadas en la figura 20 informan sobre la existencia de contacto y flujo defectuoso en los reactores. Con respecto a las curvas de la figura 20 es posible hacer los siguientes comentarios:

La curva **20a** es la expresión de un comportamiento ideal tipo flujo pistón.

La curva **20b** denota una fuerte tendencia al comportamiento flujo pistón pero con dispersión axial. El hecho de que el tiempo de retención promedio sea igual al teórico denota simetría en la curva. La dispersión axial, representada por la dispersión simétrica de datos con respecto a su media, al ser mayor, más dispersión de datos se obtendrá en la curva, pero siempre conservando la igualdad entre el tiempo de retención teórico y el promedio. Por consiguiente el flujo no presenta anomalía alguna.

Las curvas de un estudio de trazado en un sistema con un comportamiento tendiente al flujo pistón generalmente tendrán la forma de la curva **20c** con un tiempo de retardo en la detección proporcional a la longitud del reactor y una “cola” producto de los fenómenos de difusión del trazador en zonas muertas.

La curva **20d** al presentar múltiples picos decrecientes a intervalos regulares en el perfil de la curva del trazador se hará evidente una fuerte recirculación interna en el reactor.

En caso de que los picos no sean uniformes como en la figura **20e** indicarán solamente canalizaciones de las partículas del trazador.

En la curva **20f** es posible observar una acumulación de datos en una región posterior al punto definido por el tiempo de retención teórico. En este caso, el tiempo de retención promedio sería mayor al teórico lo que indicaría lo siguiente: si se supone que las partículas de trazador simulan perfectamente el comportamiento de las partículas del fluido base, que el reactor ha aumentado su volumen por sí solo o que el flujo, a un volumen constante de reactor, ha decrecido en el experimento. La primera suposición es físicamente imposible (bajo las condiciones de un experimento común y corriente) y la segunda no es aceptable en un experimento controlado. La forma del perfil de la curva **20f** es muy poco probable de obtener, lo que no sucede con el hecho de que el tiempo de retención promedio sea mayor al teórico. Este hecho suele suceder cuando el trazador queda atrapado en el seno del reactor y es liberado poco a poco generando así un fenómeno de “cola” muy significativo, de tal forma que el centroide de la curva se localice en una posición posterior a la del tiempo de retención teórico.

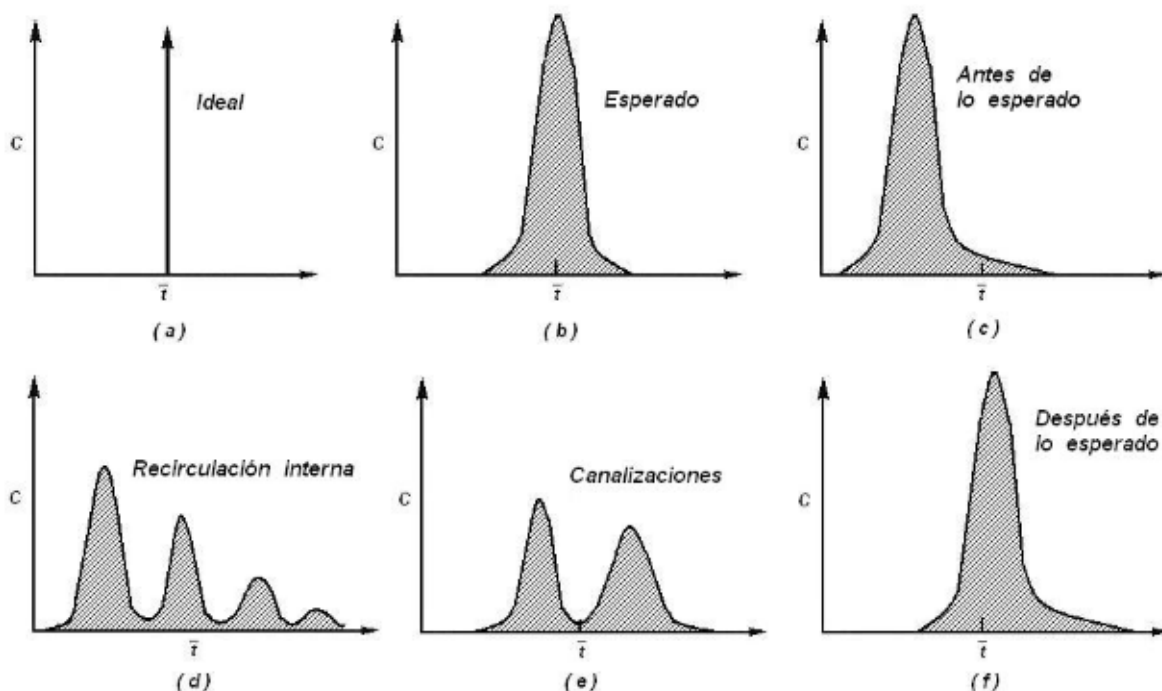


Figura 20. Forma de curvas de trazado pertenecientes a un experimento con flujo pistón

Ref. Levenspiel, 1972

La información proporcionada por la curva de DTR puede ser usada directa o conjuntamente con modelos de flujo con el objeto de predecir el comportamiento real del flujo en el reactor.

El procedimiento utilizado depende en gran parte de si el reactor se comporta como un sistema lineal o no. Un proceso es lineal si cualquier cambio de magnitud de un estímulo produce un cambio de magnitud en la respuesta proporcional al estímulo; es decir,

$$\frac{\Delta(\text{respuesta})}{\Delta(\text{estímulo})} = \frac{d(\text{respuesta})}{d(\text{estímulo})} = \text{constante} \quad (2.35)$$

Un proceso que no satisface esta condición es no lineal.

Otra característica importante de los procesos con comportamiento lineal es el hecho de que las partes que lo conforman son también lineales; en otras palabras, la suma de procesos individuales con comportamiento lineal. Con ello, el efecto de un proceso individual sobre el proceso global puede ser estudiado analizando cada uno de los procesos individuales que forman al global.

2.5.4 MODELOS MATEMÁTICOS PARA FLUJO NO IDEAL

Gran variedad de modelos pueden emplearse para caracterizar los tipos de flujo no ideal dentro de reactores o tanques. Algunos modelos se establecen la analogía entre el mezclado y la difusión a los cuales se les denomina *modelos de dispersión*. Otros, visualizan el comportamiento de un reactor como una conexión de sistemas en paralelo y en serie como lo es el modelo de tanque en serie y los modelos combinados. Algunos modelos son útiles para explicar las desviaciones de los sistema reales con respecto al flujo en pistón; otros describen las desviaciones de los tanques reales con agitación respecto al tanque de mezcla completa ideal o de mezcla completa, y aún otros pretenden tener en cuenta las desviaciones de los lechos fluidizados y otros con dispositivos de contacto (Levenspiel, 1972).

Los diferentes modelos varían en complejidad; por ejemplo, hay modelos de un parámetro que representan adecuadamente los lechos de relleno o los reactores tubulares; mientras que se han propuesto modelos de dos a seis parámetros para representar los lechos fluidizados. A continuación en la tabla 4 se muestra el número modelos para predecir la conversión a partir de datos de la DTR.

Tabla 4. Modelos para predecir la conversión a partir de la DTR

1. Cero parámetros ajustables a. Modelo de segregación b. Modelo de mezclado máximo 2. Un parámetro ajustable a. Modelo de tanques en serie b. Modelo de dispersión 3. Dos parámetros ajustables: reactor real modelado como combinaciones de reactores ideales
--

Fuente: Fogler, 2001

Por otro lado, existen criterios que ayudan a analizar el comportamiento de la curva del trazador y develan información estrictamente cualitativa aunque importante.

Con el objeto de no profundizar demasiado en el tema de los diferentes modelos existentes, solo se hablará del modelo de dispersión (Flujo disperso en pistón), ya que es de esperarse que este modelo pueda aplicarse para definir el tipo de flujo que se presenta en los reactores del presente estudio.

2.5.4.1 MODELO DE DISPERSIÓN (FLUJO DISPERSO EN PISTÓN)

Los modelos de dispersión son útiles para la descripción del flujo en tubos vacíos (ideales) o empacados (no ideales) que son situaciones más cercanas al comportamiento hidráulico tipo flujo pistón que al otro extremo opuesto, el totalmente mezclado.

En los tubos vacíos, el mezclado es causado por la difusión molecular y turbulenta, por el contrario, en los tubos que cuentan con un empaque, éste se produce por la división de las corrientes de flujo, por el flujo alrededor de las partículas de empaque así como por el cambio de velocidades del flujo.

En la tabla 5 se presentan los modelos de dispersión desde su representación más general y compleja hasta una de las más simples.

TABLA 5. Modelos de dispersión

Nombre del modelo	Parámetro	Ecuación diferencial del modelo
<i>Dispersión general</i>	D, μ	$\frac{\partial C}{\partial T} + \mu \cdot \nabla C = \nabla \cdot (D \cdot \nabla C) + S + r_c$ (2.36)
<i>Dispersión general en coordenadas cilíndricas</i>	$D_R(R)$ $D_L(R)$ $\mu(R)$	$\frac{\partial C}{\partial T} + \mu(R) \frac{\partial C}{\partial X} = \frac{\partial}{\partial X} D_L(R) \frac{\partial C}{\partial X} + \frac{1}{R} \frac{\partial}{\partial R} R D_R(R) \frac{\partial C}{\partial R} + S + r_c$ (2.37)
<i>Dispersión uniforme</i>	D_{Rm}, D_{Lm}, μ	$\frac{\partial C}{\partial T} + \mu(R) \frac{\partial C}{\partial X} = D_{Lm} \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + \frac{D_{Rm}}{R} \frac{\partial}{\partial R} R \frac{\partial C}{\partial R} + S + r_c$ (2.38)
<i>Dispersión en flujo pistón</i>	D_R, D_L, μ	$\frac{\partial C}{\partial T} + \mu \frac{\partial C}{\partial X} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + \frac{D_R}{R} \frac{\partial}{\partial R} R \frac{\partial C}{\partial R} + S + r_c$ (2.39)
<i>Dispersión axial en flujo pistón</i>	D_L, μ	$\frac{\partial C}{\partial T} + \mu \frac{\partial C}{\partial X} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + S + r_c$ (2.40)

Fuente: Levenspiel, 1963

En el modelo de dispersión general (ecuación 2.36), el coeficiente de dispersión, D , y la velocidad μ , son funciones de la posición; es decir poseen distintos valores al cambiar la dirección, además de que el coeficiente de dispersión depende de las propiedades del fluido. C es la concentración de trazador.

La primera simplificación que se hace al modelo de dispersión general es su aplicación a un caso particular que se presenta con regularidad; esto es, en el caso de tanques o reactores cilíndricos con un flujo simétrico en el plano axial. Al tomar en consideración esta geometría, la ecuación de dispersión general se reduce a la expresión de dispersión general en coordenadas cilíndricas (ecuación 2.37), Con los coeficientes de dispersión en las direcciones radial y axial, $D_L(R)$ y $D_R(R)$, y la velocidad del fluido, $\mu(R)$, todas funciones de la posición radial, las soluciones analíticas de esta ecuación son imposibles. Esto hace que la evaluación de los coeficientes de dispersión sea difícil y es necesario realizar más simplificaciones a esta expresión para hacer viable una solución analítica. Este es el caso de las ecuaciones 2.38 y 2.39, que representan a los modelos de dispersión uniforme y dispersión en flujo pistón respectivamente. En el primer modelo, los coeficientes de dispersión radial y axial son independientes de la posición. En el segundo caso, se hacen simplificaciones al considerar la velocidad como una constante (se toma la velocidad media del fluido) y en consecuencia los coeficientes de dispersión axial y radial serán también constantes.

En el caso del modelo de dispersión axial en flujo pistón (ecuación 2.40) se ha considerado que no hay variación radial de la composición en un tanque cilíndrico y que la dispersión observable sucede únicamente en la dirección del flujo. Con estas consideraciones, el problema matemático ha sido simplificado en gran medida al permitir una solución analítica. A pesar de que se ha eliminado el componente radial del modelo, éste puede ser usado con relativa precisión y exactitud. En última instancia, la prueba para un modelo es qué tan bien representa a la realidad.

2.5.4.1.1 ECUACIONES DEL MODELO DE DISPERSIÓN AXIAL

Para la descripción de la difusión molecular en la dirección del flujo se usa la ecuación diferencial de Fick, que rige la difusión molecular en la dirección x ; es decir,

$$\frac{\partial C}{\partial T} = D \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \quad (2.41)$$

Siendo D un parámetro que se denomina *coeficiente de dispersión longitudinal o axial*, y caracteriza el grado de retromezcla durante el flujo. Se utilizan los términos longitudinal y axial, para distinguir entre la mezcla en la dirección del flujo y la mezcla en dirección lateral o radial.

La ecuación diferencial básica que representa este modelo de dispersión puede expresarse en términos adimensionales haciendo $z = x / L$, $\theta = t / TRH = tu / L$, para dar:

$$\frac{\partial C}{\partial T} = \left(\frac{D}{uL} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.42)$$

en la que el grupo adimensional (D/uL), denominado módulo de dispersión del recipiente, es el parámetro que mide el grado de dispersión axial. Por lo tanto si:

$$\frac{D}{uL} \longrightarrow 0 \text{ (dispersión despreciable), se tiende a flujo en pistón}$$

y si

$$\frac{D}{uL} \longrightarrow \infty \text{ (dispersión grande), se tiende a flujo en mezcla completa}$$

En general, éste modelo representa satisfactoriamente el flujo cuando no se desvía demasiado del flujo en pistón.

La solución de la ecuación diferencial 2.42 depende de que tipo de valores a la frontera se fijen, lo que proporcionará soluciones diferentes y corresponderán a un modelo de tanque abierto o cerrado.

Para el caso donde existan dispersiones grandes; es decir, $D/uL > 0.01$, existen soluciones en función de si es un experimento tipo tanque cerrado o abierto.

2.5.4.2 CRITERIO PARA LA INTERPRETACIÓN DE LA CURVA DE TRAZADO

La información que brinda una curva de distribución de tiempos de residencia (DTR) es función de su forma. Morgan, 1997, ante la dificultad de contar con un parámetro simple y ágil que describa la curva de DTR propuso emplear un índice con base a la excentricidad y la altura de la curva. Curvas con gran altura y baja excentricidad describen el comportamiento de sistemas tendientes a flujo pistón, mientras que curvas con alta excentricidad lo harán para sistemas tendientes a flujos totalmente mezclados.

Un fenómeno importante y comúnmente observado en la forma que presentan algunas curvas de distribución de tiempos de residencia es el de la “cola”, es decir, el alargamiento del tiempo de respuesta del trazador después de haber alcanzado el punto máximo de la misma. Este fenómeno puede ser explicado por la presencia de zonas dentro del sistema que retienen el trazador y luego lo liberan paulatinamente.

Es posible suponer la existencia de dos tipos de zonas muertas dentro de un sistema: aquellas ocasionadas por canalizaciones o cortos circuitos hidráulicos y las provocadas por fluido estancado. Las primeras se denominan zonas muertas hidráulicas y las segundas zonas muertas estancadas. La cola debida a zonas muertas estancadas es larga con un área bajo la curva pequeña, mientras que las colas debidas a factores hidráulicos son cortas con una mayor área bajo la curva (Figura 21).

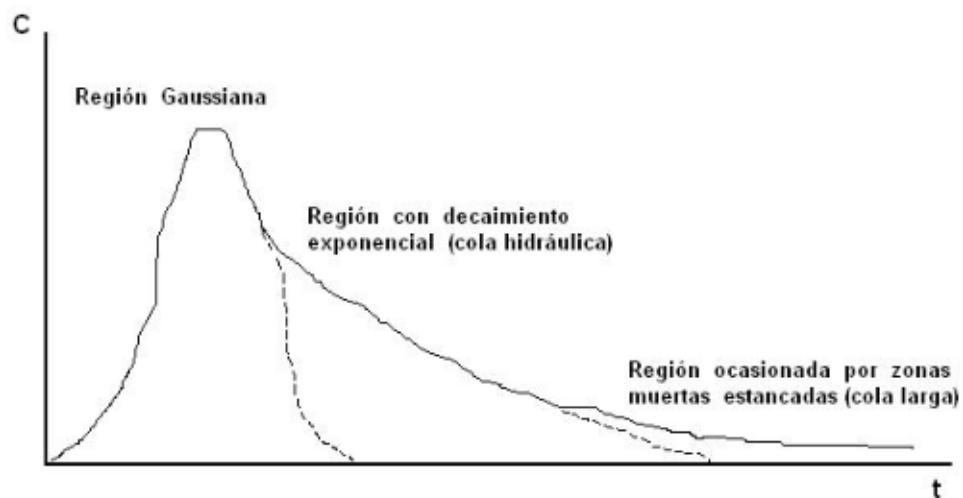


Figura 21. Partes de la curva de distribución de tiempos de residencia
Ref. Morgan, 1997

Debido a que el perfil y área bajo la curva de distribución de tiempos de residencia es un reflejo del tipo e intensidad de los fenómenos hidráulicos y difusivos que suceden en un sistema, el área bajo la “cola” es una medida de la contribución de estos tipos de zonas muertas dentro de un sistema. De esta forma, en la mayoría de las curvas de distribución de tiempos de residencia será posible observar dos regiones; una de tipo Gaussiana y otra con decaimiento exponencial (cola hidráulica). En el caso de sistemas con zonas estancadas aparecerá una tercera región correspondiente a una cola más pronunciada (Figura 21). La región de tipo Gaussiana (distribución normal) se presenta al inicio de la curva y es simétrica respecto al punto máximo de la misma. La región de decaimiento exponencial (cola hidráulica) se encuentra en la parte final de la curva (en el caso de existir zonas estancadas sería la región media) al tener como punto de partida el máximo de la misma.

Con base en todo lo anterior Morgan, 1997, propuso un índice que denomina ϕ , para la interpretación de las curvas de distribución de tiempos de residencia basados en la forma de estas. El índice propuesto se basa en una relación de áreas en donde divide el área de la cola hidráulica entre el área total de la curva. El cálculo de las áreas bajo la curva se aproxima mediante el uso de triángulos. Con estas relaciona la excentricidad con la altura de la curva. En la figura 22 se muestran las relaciones que considera para el cálculo del índice que propone.

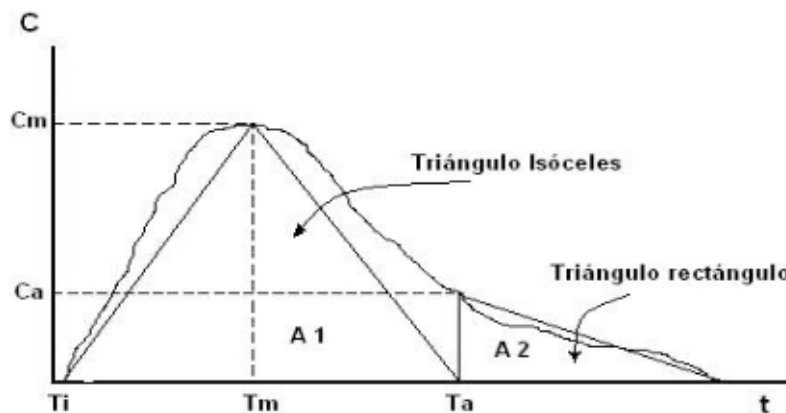


Figura 22. Parámetros del índice propuesto por Morgan, 1997

El área total es

$$A_T = A_1 + A_2 \quad (2.43)$$

Para la evaluación del índice ϕ , está dado por

$$\phi = \frac{A_2}{A_T} = \frac{A_2}{A_1 + A_2} \quad (2.44)$$

donde

$$A_1 = C_m (T_m - T_i) \quad (2.45)$$

$$A_2 = \frac{(T_f - (2T_m - T_i))C_a}{2} \quad (2.46)$$

Al sustituir las ecuaciones 2.45 y 2.46 en la ecuación 2.44 y operar algebraicamente la expresión se obtiene

$$\phi = \frac{1}{1 + 2 \left(\frac{C_m}{C_a} \right) \left[\frac{T_m - T_i}{T_f - 2T_m + T_i} \right]} \quad (2.47)$$

donde

$$C_a = f(T_a) \quad (2.48)$$

$$T_a = 2 T_m - T_i \quad (2.49)$$

Para conocer el valor de ϕ se requiere ubicar los puntos T_i , T_m , T_f y C_m en la curva de distribución de tiempos de residencia. T_i es el tiempo que tarda el trazador en ser detectado por primera ocasión. T_m es el tiempo en el cual se alcanza el punto máximo de la curva. T_f es el tiempo de duración del estudio de trazado. C_m es la concentración de trazador en el punto máximo de la curva. Para poder leer el valor de C_a , previamente es necesario calcular, con la ecuación 2.49, T_a y ubicar C_a al intersectar la curva del trazador.

El índice ϕ variará dentro de un intervalo comprendido entre cero y uno ($0 < \phi < 1$). Cuando el índice tienda a ser cero indicará la tendencia del sistema hidráulico a comportarse como flujo pistón y cuando tienda a 1 dará indicio de un comportamiento tendiente a ser un flujo totalmente mezclado.

2.6 BIOFILTRACIÓN

El proceso de biofiltración fue propuesto inicialmente desde 1920 para el tratamiento y control de gases. Este se basa en la interacción del gas con un medio orgánico, cuya actividad de degradación proviene de los microorganismos que viven y se desarrollan en él. La biofiltración es un proceso de filtración lenta (0.02 a 0.5 m/d) y pasiva sobre un lecho orgánico (paja, turba, madera, etc) en el que intervienen diferentes mecanismos de remoción de contaminantes. Esta tecnología se ha desarrollado recientemente con el fin de reducir los costos de inversión, operación y mantenimiento asociados a los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales. Las características de esta tecnología (simplicidad, eficiencia y economía) hacen de ella una bio-alternativa adaptada al contexto socio-económico de un buen número de países.

El proceso de biofiltración esta basado en la capacidad que tienen ciertos medios orgánicos de actuar como una resina natural capaz de fijar diferentes sustancias contaminantes mediante mecanismos de absorción, adsorción e intercambio iónico y de favorecer la implantación de microorganismos capaces de biodegradar los contaminantes retenidos en CO₂ y H₂O.

La figura 23 muestra el principio de operación de un biofiltro. El influente se alimenta de la parte superior del biofiltro, percolando a través del lecho orgánico en donde es tratado mediante cuatro procesos simultáneos y naturales:

- ✓ Filtración lenta y pasiva (reducción de sólidos)
- ✓ Absorción, adsorción e intercambio iónicos (retención de contaminantes)
- ✓ Biodegradación (reducción de la DBO, N, P y regeneración natural de las propiedades de absorción/adsorción del lecho orgánico) y
- ✓ Desinfección (eliminación de los coliformes fecales)

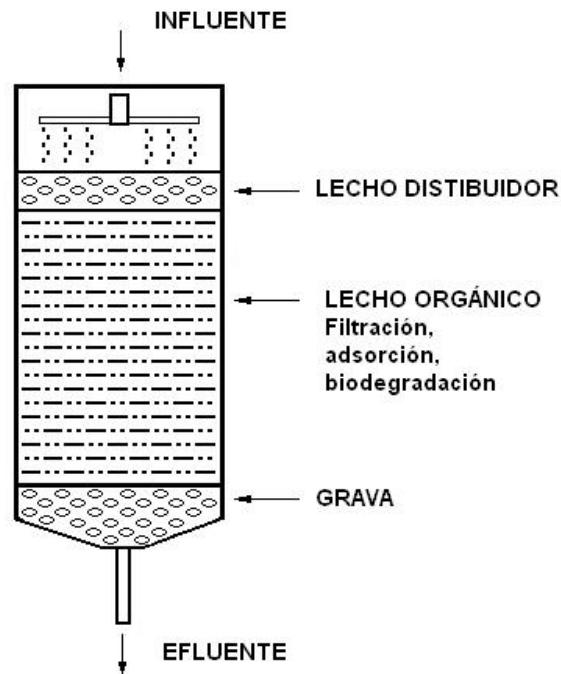


Figura 23. Principio de operación de un biofiltro
Ref. Estrada y García, 2004

Además, los biofiltros de lecho orgánico permiten tratar eficientemente las descargas contaminadas con sustancias tóxicas tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y reducen considerablemente la concentración de metales pesados (Buelnal, 1994).

La biofiltración es un proceso complejo al que afectan varios factores, como la oxigenación del medio, el contenido de humedad y nutrientes, pH, temperatura y patrones del flujo en el medio. El desempeño de esta, depende del tipo de contaminante tratado y sus concentraciones, así como también de los criterios de diseño (es decir, la naturaleza del material de empaque o lecho filtrante, el microorganismo y las condiciones químicas).

2.6.1 MEDIOS DE EMPAQUE

El propósito de los medios de empaque es el de proporcionar un soporte sólido y estable para la biomasa, y para exponer la máxima área superficial al flujo del líquido bajo tratamiento y de la superficie mojada al contacto con el aire. La configuración del empaque debe permitir suficientes espacios entre las superficies adyacentes para que pueda crecer la biopelícula sin que los intersticios queden bloqueados, y permitir así el flujo de líquido y el aire a través del lecho. El aumento de la profundidad se hace posible por el empleo de medios más ligeros de plástico. La mayoría de estos filtros se constituyen por medio de Torres y el flujo del caudal al filtro suele ser continuo a pesar de que se considera aceptable el riego intermitente del medio filtrante (Dávila, 2005).

Quezada et. al., (1999) reportaron la degradación aeróbica de algunos colorantes tipo azo como naranja ácido 7 y 8, amarillo ácido 151 y 36 y rojo ácido 18, 29 y 151, utilizando biofiltros empacados con roca volcánica porosa, trabajados en reactores discontinuos secuenciales, con un volumen de intercambio entre cada ciclo del 75% del volumen total. Reportaron que los colorantes iniciales fueron removidos hasta CO₂ en un 73%; mencionan que es necesario un tiempo de adaptación de los microorganismos al colorante antes de que empiece el proceso de biodegradación.

Cruz y Buitrón, (2001) mencionan la biodegradación del colorante azo azul disperso 79 el cual fue degradado por un proceso acoplado anaerobio-aerobio utilizando como medio de empaque piedra volcánica porosa, con eficiencias de remoción por arriba del 95% del colorante; señalaron además que las aminas secundarias que se formaron en el filtro anaerobio fueron mineralizadas en el filtro aerobio.

Moeller y Garzón, (2003) reportan la remoción del colorante naranja azo 24 en reactores empacados utilizando como medio de empaque plástico, turba y paja, e inoculados con hongos del tipo basidiomicetos *Phanerochaete chrysosporium*. Los resultados indicaron que el medio de soporte más eficiente para la disminución de la toxicidad del colorante fue la turba que mostró remociones del 90 % de color.

2.6.2 BIOFILTRACIÓN SOBRE CAMA DE TURBA

La biofiltración sobre cama de turba es una tecnología no convencional para tratamiento de aguas residuales, la cual, combina los principios de los biofiltros para tratamiento de olores y los de los percoladores o rociadores. Esta tecnología ha sido desarrollada, probada y actualmente es utilizada en países industrializados.

El principio de la biofiltración consiste en hacer pasar los contaminantes del aire a un medio líquido a través de una columna de materia orgánica (biofiltro) humedecida, sobre la cual crecen microorganismos que se alimentan de estos contaminantes. Hace algún tiempo se comenzó a utilizar una variante de estos biofiltros para tratar aguas residuales y no solamente gases. La biofiltración sobre cama orgánica está constituida por una cama de materia orgánica (turba) que hace las veces de un filtro natural con muy alta porosidad y propiedades de adsorción y absorción. El medio filtrante (MF) retiene los contaminantes contenidos en el agua residual principalmente por procesos físicos y químicos propios de un filtro. Además el MF sirve también como soporte para el crecimiento de importantes poblaciones de microorganismos que degradan los contaminantes retenidos en el filtro, regenerando así la capacidad de filtración y de depuración del sistema (Garzón, 2002).

Garzón, 2002, reporta la remoción de contaminantes a través de la biofiltración sobre cama de turba en 3 diferentes tipos de agua residual (agua residual de una granja de puercos, agua con colorante industrial naranja ácido 24 y agua residual de un complejo petroquímico. La remoción de la DQO para los 2 primeros influentes fue mayor del 90 % a excepción el último influente cuya % de remoción de DQO fue tan solo mayor al 50 %. La biofiltración también es capaz de remover metales pesados tal y como los estudios realizados por Couillard, (1994), donde demostró que los biofiltros empacados con turba remueven el 99% del cobre y el 96% de zinc presente en las aguas residuales industriales.

Piet, *et al.*, (1993) utilizaron biofiltros empacados con turba y trozos de madera para determinar la capacidad de remoción en el tratamiento de aguas residuales municipales domésticas. Los resultados obtenidos demostraron que la turba y los trozos de madera tienen una buena capacidad de desinfección de bacterias fecales. Además se obtuvieron porcentajes de remoción para sólidos suspendidos de 91%, DQO 50%, DBO₅ 99% y N-NH₄⁺ del 93%.

En un estudio realizado por Estrada y García (2004) se utilizaron dos biofiltros empacados con turba como medio de soporte para la remoción del 1,2 dicloroetano (1,2 DCE). Los biofiltros fueron inoculados con bacterias previamente aclimatadas a ese compuesto. El primer biofiltro fue operado en condiciones aerobias y el segundo en condiciones anaerobias. Los resultados de este experimento demuestran una remoción de más del 95% del 1,2 DCE para ambos biofiltros, con una remoción de la DQO del 99%. Estos resultados indican que la turba fue un buen medio de soporte para los microorganismos utilizados gracias a sus propiedades fisicoquímicas, además de sus propiedades hidrodinámicas.

En el anexo 1 se encuentran descritas las características generales de la turba.

2.6.3 BIOFILTRACIÓN SOBRE CAMA MODIFICADA

Una nueva línea de investigación ha sido puesta en marcha para la degradación de colorantes azo empleando como empaque la turba inoculada con medios fúngicos (Moeller y Garzón, 2003). En esta investigación fue probada la eficiencia de los sistemas de biofiltración (Davila, 2003). La biofiltración sobre cama de turba modificada inoculada con basidomicetos vislumbra tener un importante potencial para el tratamiento de efluentes industriales con colorantes tipo azo debido a sus características de combinación de mecanismos y por su capacidad de adsorción. En un estudio realizado por el IMTA se utilizó un biofiltro empacado con diferentes materiales a) paja, b) turba, c) semillas de trigo; los cuales fueron inoculados con el hongo *Phanerochaete chrysosporium* para la degradación del colorante azo Naranja ácido 24 (NA-24). La concentración de color en el influente inicialmente fue de 500 mg/L y posteriormente se disminuyó a 250 mg/L, el pH fue variable durante el experimento. En la figura 24 se presenta el comportamiento de la remoción de color en los biofiltros. Se observa que en los primeros días hay una remoción de color en los tres biofiltros del 40%, esta remoción esta relacionada con la capacidad de adsorción del medio. Posteriormente se observa una estabilización de los sistemas. Al disminuir la concentración del color (250 mg/L) se observa que en los biofiltros empacados con paja y semillas de trigo no se presenta remoción. En cambio en el biofiltro empacado con turba se presenta una remoción de color hasta del 99%, sin embargo, esta remoción se dio en forma discontinua, observándose que se presentaba esta remoción al trabajar con pH menores a 4. Estos resultados indican que la turba no sólo funciona como medio de soporte para los hongos, sino también como adsorbedor del colorante y como medio aportado de nutrientes para permitir el crecimiento de los hongos (Dávila, 2003).

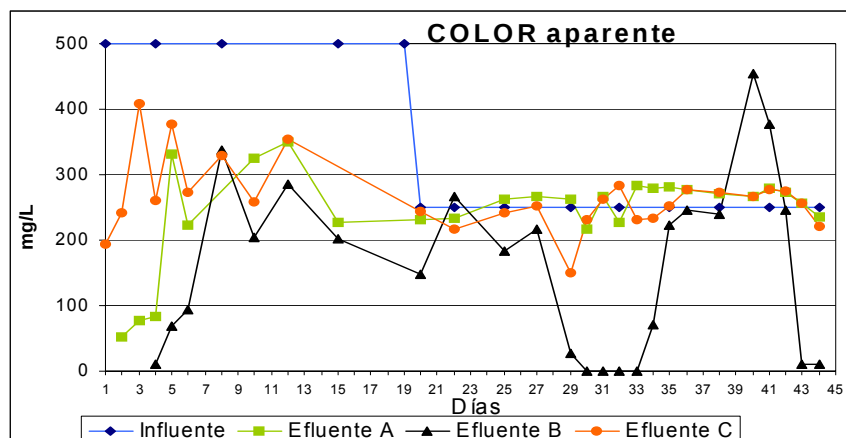


Figura 24. Comportamiento de la remoción de color del colorante NA24 para tres biofiltros A) paja, B) turba y C) semillas de trigo

Ref. Dávila, 2005

A6

METODOLOGÍA

En este apartado se encuentran detalladas las características del sistema experimental y las condiciones de operación de los reactores aerobios empacados con turba modificada (inoculada con el hongo *Pleurotus ostreatus*) a escala laboratorio y con geometrías diferentes.

3.1 Selección del colorante

La producción de los colorantes en el ámbito mundial se estima cercana a las 700 000 toneladas; un poco más de la mitad está destinada a la producción de colorantes textiles y alrededor del 15% a industrias como el papel, piel, etc. El 25% corresponde a la producción de pigmentos orgánicos. (Moeller, 2000). Actualmente existen cerca de 100 mil diferentes tipos de colorantes en el mercado, de los cuales aproximadamente el 40% son colorantes tipo azo, que son los más comercializados. (Kuppusamy, 1995).

Aproximadamente entre el 10 y 15% de la producción total de colorantes tipo azo son descargados al medio ambiente a través del agua residual (Tan et al., 1999). Esto es muy peligroso debido a que alguno de estos colorantes o sus subproductos son altamente tóxicos, mutagénicos o carcinogénicos (Kalyuzhny y Skylar, 1999).

La gran cantidad de colorantes que se utilizan en la actualidad (alrededor del 70%) corresponden al grupo azo. De ahí la importancia fundamental de la selección de un colorante que actualmente presente una alta demanda y uso del mismo dentro de la industria.

3.2 Caracterización del colorante

Para llevar a cabo la caracterización del colorante seleccionado, se realiza una prueba de teñido similar a la que se utiliza en la industria textil para el teñido de mezclilla. La técnica del teñido de mezclilla fue proporcionada por la industria Yucolor S.A., así como el colorante, con la cual se obtiene un efluente similar al del proceso de teñido usado por las industrias dedicadas a este rubro.

A continuación se realizan las técnicas análisis al colorante seleccionado los cuales se mencionan en la tabla 6.

TABLA 6. Técnicas de análisis

PARÁMETRO	MÉTODO	EQUIPO
Determinación del Espectro de Absorción	Método de Barrido en la región UV-VIS del colorante a diferentes diluciones	Espectrofotómetro UV-VIS, CINTRA 5.
Elaboración de la Curva de Calibración	Método espectrofotométrico Fórmula de Lamber-Beer [Absorbancia vs Colorante]	Espectrofotómetro HACH
Determinación de la concentración del colorante	Método espectrofotométrico Medición de la absorbancia y utilización de la curva de calibración	Espectrofotómetro HACH
pH	Método Potenciométrico	Potenciómetro Orión serie 710A
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Método colorimétrico de Reflujo Cerrado	Reactor y Espectrofotómetro HACH
Carbón Orgánico Total (COT)	Método de combustión por oxidación catalítica y calentamiento.	Analizador de Carbono Orgánico Total TOC-5050 [®] SHIMADZU con automuestreador
Toxicidad	<i>Vibrio Fisheri</i> Disminución del 50% de la luminiscencia	Equipo Microtox

3.3 Selección de la cepa fúngica

La selección de la cepa se basa en estudios previos que reportan al hongo *Pleurotus ostreatus* como una cepa capaz de llevar a cabo la biodegradación del colorante azo naranja ácido 24 (NA24) (Dávila, 2005). Debido a las características que presenta este hongo y a la capacidad de decolorar soluciones de colorantes y de degradar otros contaminantes incluso los más complejos reportados en la bibliografía, se tomó la determinación de emplear esta cepa fúngica en esta investigación. En el anexo 2 se presentan las características generales de esta cepa fúngica.

3.4 Obtención y crecimiento de la cepa fúngica

Las cepas de micelio de *Pleurotus ostreatus* fueron proporcionadas por el Herbario Micológico de Morelos (HEMIM), del Centro de Investigaciones Biológicas (CIB) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM).

Ya obtenidas las cepas se procede a la verificación de la viabilidad de los hongos y a su propagación. La propagación del hongo se realiza empleando dos técnicas de cultivo:

1. Técnica de cultivo en medio sólido: Para esta técnica se pesaron 39 g de medio PDA (Agar Papa Dextrosa) y se aforan a 1L con agua desionizada, se tapa con papel aluminio, la solución se pone 10 min en agitación para que se disuelva mejor y posteriormente se esteriliza en el autoclave durante 15 min a 120°C y 20 lb de presión. El medio de cultivo (caliente) preparado se vacía en cajas petri las cuales se sellan con papel parafilm y se dejan enfriar, esto se realiza en una campana de extracción. Posteriormente se siembra el hongo *Pleurotus ostreatus* tomando una muestra pequeña de este de aproximadamente 1 cm², e introduciéndola dentro de las cajas petri en condiciones estériles (campana de extracción), se sellan con papel parafilm y se ponen a una temperatura de 25°C aproximadamente para que el hongo pueda crecer (figura 25). Bajo estas condiciones, el hongo crece de 10 a 15 días.

2. Técnica de cultivo en medio líquido: Para esta técnica se pesaron 15 g de medio EMA (Agar Extracto de Malta) y se aforan a 1L con agua desionizada, se agita y se vacía en matraces Erlenmeyer de 100 mL. Los matraces se tapan con una bolita de algodón envuelta en gasa y al final se pone un tapón de papel aluminio, se sella el tapón y posteriormente se ponen a esterilizar en la autoclave durante 15 min a una temperatura de 120°C y una presión de 20 lb. Cuando los matraces están fríos se deposita en ellos un par de muestra del hongo, la cuál proviene de una cepa que ha crecido en un medio de cultivo sólido, (en condiciones estériles, es decir, dentro de una campana de extracción y cerca del fuego), se tapan nuevamente y se ponen en agitación a una temperatura de 25°C (figura 26). Bajo esta temperatura se espera el crecimiento del hongo de 10 a 15 días.

La metodología para la obtención masiva de *Pleurotus ostreatus* se basa en la metodología reportada por Montiel, *et al.*, (2001).

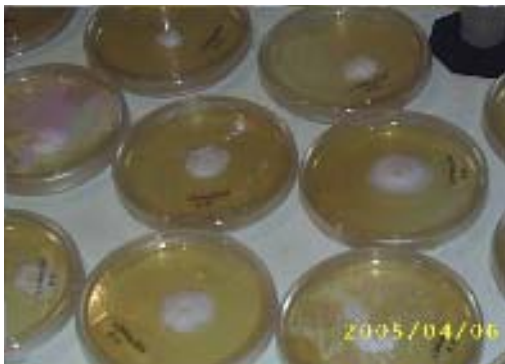


Figura 25. Cultivo del hongo *Pleurotus ostreatus* en medio sólido



Figura 26. Cultivo del hongo *Pleurotus ostreatus* en medio líquido

3.5 Material o medio de empaque

El material de empaque de los reactores para realización de los estudios de trazado estuvo compuesto por una mezcla de 50% turba y 50% de viruta de madera tamizado número 2 (medio filtrante, **MF**). Para la etapa de operación de los reactores, este material es sustituido por una mezcla de 50% turba y 50% de viruta de madera (tamizado número 2) y además mezclado con el hongo *Pleurotus ostreatus* proveniente de la técnica de cultivo en medio líquido. La mezcla para el desarrollo de esta tesis recibió el nombre de **Turba modificada**. El hongo fue previamente molido suavemente dentro de unos morteros antes de empacar los reactores para que de esta manera pudiera mezclarse perfectamente con el MF y se expandirá, permitiendo una rápida colonización del mismo por parte de los microorganismos. Este cambio del material de empaque se justifica debido a que la sustancia empleada como trazador al poseer una alta salinidad puede inhibir el crecimiento del hongo *Pleurotus ostreatus* dentro del material de empaque y por consiguiente disminuir la capacidad de este en la remoción de color, por tal motivo se decidió sustituir el material de empaque.

3.6 Reactores

El comportamiento hidráulico de un reactor empacado está influenciado por el diseño del mismo. A su vez este comportamiento hidráulico es afectado por un número de factores tales como la forma geométrica, el material de empaque, la aireación y caudal del influente, esto conlleva a una situación hidráulica desfavorable (zonas muertas y cortos circuitos) que se ve reflejada en la capacidad de tratamiento del sistema.

Para el desarrollo de este experimento se utilizaron 5 reactores (A, B, C, D, E) con diferentes formas geométricas siendo cada uno estudiado para determinar su comportamiento hidráulico y la influencia del diseño de cada uno de los reactores en función a su forma geométrica en la eficiencia de remoción de color y DQO. Cada uno de los 5 reactores cuenta con una capacidad de 4.5 L. de material de empaque, variando entre ellos las dimensiones de la columna o torre, así como su diámetro y forma geométrica en relación al reactor A que es un escalamiento del reactor utilizado en los experimentos efectuados por Dávila, (2005), el cual es un biofiltro empacado con turba y *Phanerochaete chrysosporium* operado bajo condiciones establecidas cuyos resultados mostraron un funcionamiento estable en cuanto a la remoción de color y DQO.

3.7 Determinación de la hidrodinámica de los reactores

La determinación del comportamiento hidrodinámico de los reactores o biofiltros se basa en las pruebas de vaciado según la metodología descrita por Garzón, *et al.*, (2003) y tiene como objetivo obtener una formula que describe el comportamiento hidrodinámico del reactor, a partir de la cual se puede calcular el tiempo de retención hidráulico teórico (TRH) en los reactores.

3.7.1 Pruebas de vaciado

La metodología para las pruebas de vaciado de los reactores o biofiltros es la siguiente:

1. Se pesan los reactores vacíos
2. Se coloca en la parte inferior de los reactores una capa de grava hasta un nivel de 5 cm por arriba del fondo para evitar que el material de empaque se vacíe y se pesan. Después se agregan 4.5L de MF húmedo y se pesan nuevamente las columnas
3. Se llenan los reactores con agua hasta el nivel de la grava; se vacían y se mide el agua, esto indica el valor de los espacios vacíos que se encuentran en el volumen de la grava
4. Cada reactor es llenado por el fondo con agua hasta que el medio filtrante este completamente inmerso, el llenado se debe realizar lentamente para prevenir la expansión del mismo y la formación de burbujas de aire. Se deja reposar toda la noche
5. Se vacía la columna. Muchas veces el nivel del MF baja porque se compacta; si esto ocurre se agrega más MF
6. Las columnas se llenan nuevamente con agua y se comienzan las pruebas de vaciado. La duración de esta prueba es de 1200 minutos y se hace por triplicado para cada reactor. El volumen de agua que se encuentra en los reactores es vaciado y se mide el volumen acumulado en varios intervalos de tiempo (1, 2, 4, 15, 30, 60, 180, 240, 480 y 1200 minutos)
7. Después de las tres pruebas de vaciado se toman muestras del MF de la parte alta, media y baja de los reactores y se determina el contenido de agua haciendo un promedio de las tres muestras de cada reactor
8. Con los resultados se calcula la porosidad in situ, la cual debe ser igual al volumen de agua acumulada al final de las pruebas de vaciado, adicionando el volumen de agua contenido en el MF (promedio del contenido de agua en las 3 muestras del MF).

3.7.2 Determinación de los espacios vacíos en los reactores con respecto al flujo de salida

Para determinar el volumen de los espacios vacíos se utiliza el volumen de agua obtenido de las pruebas de vaciado de cada intervalo de tiempo y graficando la siguiente ecuación:

$$Q = \Delta \text{ volumen} / \Delta \text{ intervalo de tiempo} \quad (3.1)$$

Los datos del volumen acumulado se toman de la tercera prueba de vaciado, ya que esto permite obtener datos más representativos que se ajustan mejor a la curva teórica de espacios vacíos Vs caudal. Con los resultados obtenidos del volumen acumulado en la tercera prueba de vaciado y utilizando la ecuación (3.1) se obtiene el caudal de salida.

3.7.3 Determinación de la carga hidráulica

La carga hidráulica se usa para describir la tasa de flujo del volumen de líquido (caudal) aplicado al MF (mezcla de 50% turba y 50% de viruta de madera tamizado número 2) por el área ocupada por el MF. La carga hidráulica se obtiene utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Carga hidráulica} = Q / V_{MF} \quad (3.2)$$

Donde:

Carga hidráulica ($\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ MF}/\text{d}^{-1}$)

Q = Caudal de alimentación ($\text{m}^3/\text{día}$)

V_{MF} = Volumen del medio filtrante (m^3)

Ahora bien el volumen de MF en cada reactor es igual a:

$$V = \pi r^2 * H \quad \text{Reactores cilíndricos} \quad (3.3)$$

$$V = 1/3 \pi h (r_1^2 + r_2^2 + r_1 r_2) \quad \text{Reactores cónicos} \quad (3.4)$$

Finalmente obtenemos la carga hidráulica utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Carga hidráulica} = Q / V_{MF} \quad (3.5)$$

3.7.4 Determinación del tiempo de retención hidráulico (TRH)

Para determinar el tiempo de retención hidráulico se utiliza la siguiente ecuación:

$$TRH = V_t / Q \quad (3.6)$$

Donde:

TRH = Tiempo de Retención Hidráulico

V_t = Volumen total del agua residual en tratamiento (volumen correspondiente a la porosidad – volumen de espacios vacíos)

Q = Caudal (L/día)

Sustituyendo el caudal utilizado en las ecuaciones de la curva de espacios vacíos de cada reactor, obtenemos el volumen de espacios vacíos para este caudal y por diferencia entre el volumen total de agua contenido en la turba y el volumen de espacios vacíos, obtenemos el volumen real de agua residual en tratamiento y sustituyendo el volumen real y el caudal utilizado en la ecuación (3.6) se obtiene el TRH

$$TRH = V_t / Q \quad (3.6)$$

3.8 Estudios de trazado

Los estudios de trazado efectuados en reactores tienen por objeto la determinación del tiempo medio de retención hidráulico o tiempo de retención hidráulico real de cada una de las moléculas dentro de un reactor o más exactamente la distribución de tiempos de residencia (DTR) de la corriente del fluido (Levenspiel, 1972).

Se realizaron estudios de trazado en cada uno de los reactores para evaluar el diseño hidráulico de cada uno de ellos. Los experimentos se llevaron a cabo en las instalaciones del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

En todos los estudios se utilizó como trazador el NaCl. Este trazador es reportado como que no se absorbe/adsorbe en la turba y es uno de los trazadores más ampliamente utilizados (Karamanev y Belanger, 1994). Además este trazador es estable bajo las condiciones de los experimentos en cuanto a conductividad. La selección del trazador fue hecha en función a las características generales del sistema a evaluar y a las condiciones de operación del mismo, ya que como se mencionó en el apartado 2.5.3.3., los resultados obtenidos de un estudio de trazado dependerán de la selección del trazador mismo.

En todos los experimentos, las inyecciones de trazado fueron de pulso (Tipo C) las cuales se efectuaron mediante jeringas desechables.

3.8.1 Preparación del trazador

Para la preparación del trazador, en 100 mL de agua desionizada se disuelven 1 g de NaCl con una pureza de 99%. Se determinó utilizar esta cantidad de solución de trazador de acuerdo al volumen máximo de agua contenida en los reactores en los cuales se efectuó el estudio de trazado así como la precisión del conductímetro y que además la conductividad inicial de la inyección del trazador rebasara la conductividad máxima registrada en cada uno de los reactores empacados, de esta manera se aseguró que la inyección del trazador fuese representativa al momento de tomar las lecturas correspondientes.

3.9 Montaje y características de operación de los reactores

Se utilizaron 5 reactores de 4.5 L para la decoloración del colorante Azul Negro Diazo BHX bajo condiciones aerobias. Los reactores, para su montaje fueron empacados con una cama de **Turba modificada** compuesta por una mezcla de 50% turba y 50% de viruta de madera (tamizado número 2) y además mezclado con el hongo *Pleurotus ostreatus* proveniente de la técnica de cultivo en medio líquido molido previamente dentro de un mortero. Piet, *et al.*, (1993) recomiendan que la turba tenga que ser mezclada con corteza o trozos de madera, para obtener efluentes neutrales debido a que la turba tiene valores de pH ácidos. La turba rubia Sphagnum que se utilizará está clasificada como tipo H1-H4 que corresponde a una turba débilmente descompuesta. El MF debe ser humedecido al 60% antes de empacar los reactores; de esta manera se dará una cierta estructura a la turba, la cual se expandirá y ayudará a la colonización de los microorganismos Garzón, (2001).

Los reactores se mantuvieron cerrados. El material de empaque estuvo dividido en tres capas: la primera capa constituida por piedras pequeñas o grava cuya función es la de retener el medio filtrante y permitir una buena distribución del aire, la segunda capa constituida por la turba modificada y la última de estas, es una capa delgada de trozos de viruta de madera que contribuye a una buena distribución del influente líquido sobre el material filtrante y además que retiene partículas de tamaño grande.

Los reactores se alimentaron con agua sintética del colorante Azul Directo 2 a una concentración inicial de 500 mg/L, con un flujo descendente y un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 8.5 horas a un flujo de 2.4 mL/min (3.74 L/día) durante los primeros 100 días después se mantuvo a un TRH de 20.1 horas a un flujo de 1.0 mL/min (1.44 L/día) durante los siguientes 50 días siendo operados a un pH de 3.5. Los reactores se mantuvieron aireados a un flujo de 250 mL/min controlado por medio de un rotámetro. Cada reactor estuvo conectado a un manómetro para medir la pérdida de carga. El caudal de recirculación se determinó experimentalmente siendo este del 60% del efluente. Un esquema de la operación de los reactores se muestra en la figura 27.

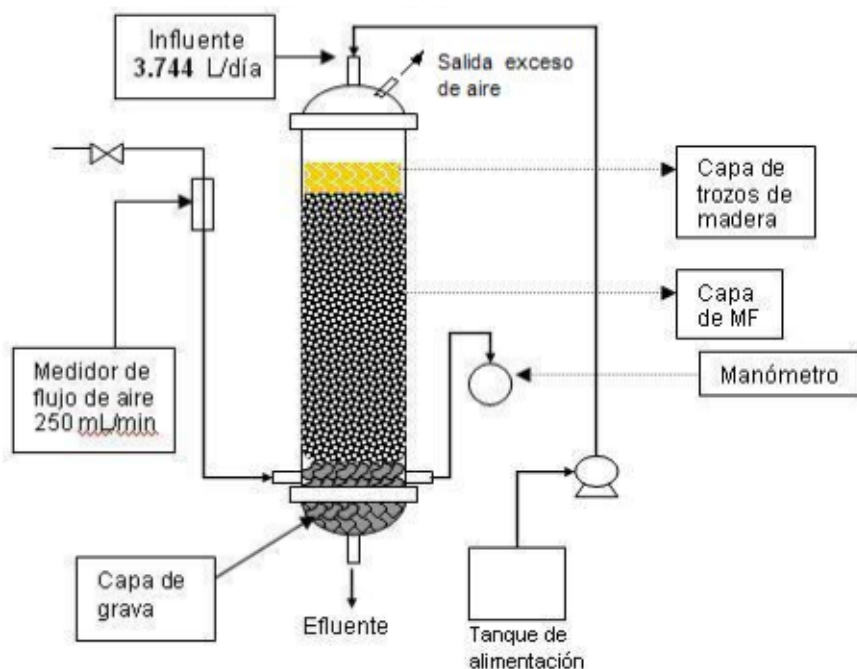


Figura 27. Esquema del funcionamiento de los reactores

3.10 Seguimiento de la operación de los reactores

Para el monitoreo de los reactores se midieron el pH, Temperatura, Demanda química de oxígeno (DQO), Carbono orgánico total (COT), Color y toxicidad. Al final de la experimentación se realizó una caracterización microbiológica de los reactores para la identificación de la posible existencia de bacterias dentro de los reactores y que pudieron ser factor en la disminución del color. El programa de monitoreo y control de los reactores se muestra en la tabla 7.

Tabla 7. Programa de monitoreo y control

Parámetro	Punto Muestra	Frecuencia
pH	Influente y Efluente	Diario
Color y DQO	Influente y Efluente	Cada tercer día
COT y Toxicidad	Influente y Efluente	Esporádicamente

3.11 Métodos de análisis

Los métodos mostrados en la tabla 8 están contenidos en el Standar Methods For Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992).

Tabla 8. Equipos utilizados

Parámetro	EQUIPO
pH	Potenciómetro HACH modelo 43800-00
Temperatura	Medidor de CND, T y SDT HACH modelo 44600
Conductividad	Medidor de CND, T y SDT HACH modelo 44600
DQO	Digestor HACH modelo 45600,
Color real y aparente	Espectrofotómetro HACH modelo DR/2400
COT	Espectrofotómetro HACH modelo DR/2400
API-20E	Analizador de COT Shimadzu modelo TOC-5050A con automuestreador
	Barrido microbiológico

3.12 Comparación estadística del funcionamiento de los diferentes reactores

Con los resultados obtenidos en la etapa de biofiltración se llevó a cabo un análisis de varianza o ANVA para poder determinar si hay diferencias significativas entre cada uno de los diferentes reactores. Se realizaron 2 ANVA, uno con los resultados de la DQO y otro con los resultados de color.

De los resultados obtenidos al final de esta experimentación, se obtuvo el reactor de mejor funcionamiento que por sus características geométricas obtenga la mayor decoloración fúngica de efluentes industriales con colorantes azo.

A7

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Selección del colorante

El colorante seleccionado que nos confiere un especial interés es el Azul Directo 2 o Azul Negro diazo BHX perteneciente al grupo azo, esto debido a la alta demanda que presenta por parte de las industrias textiles dedicadas al teñido de ropa de mezclilla gracias a su disponibilidad en el mercado y a su bajos costos de adquisición. Estas industrias presentan enormes dificultades para tratar este tipo de efluente al ser tratado mediante métodos convencionales. La selección del colorante además se basó en la demanda que se tiene de este en el mercado.

El colorante Azul directo 2 es un colorante directo diazo (contiene dos enlaces azo), de matiz violeta profundo a negro, esta catalogado con el número 22590 en el Colour Index (1971). Fue descubierto por L.Gans y H. Hoffman en 1890.

La coloración que imparte el Azul Directo 2 es muy intensa, es muy oscuro por lo que a pesar de estar presente en pequeñas concentraciones resulta visible en el agua y por consecuencia persistente. Esto nos lleva a determinar a que este sea el colorante a utilizar. El Azul Directo 2 de matiz violeta fuerte a negro, sirve para teñir lana, seda, algodón y nylon. Es soluble en etanol. Está conformado de la siguiente manera:

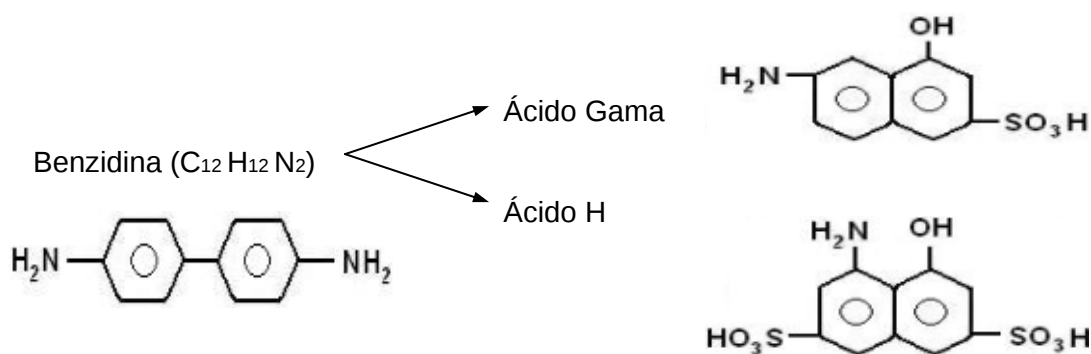


Figura 28. Estructuras químicas que conforman el colorante Azul Directo 2
Ref. Colour Index, 1971

La estructura química de este colorante se muestra en la figura 29, en donde se observan dos enlaces azo.

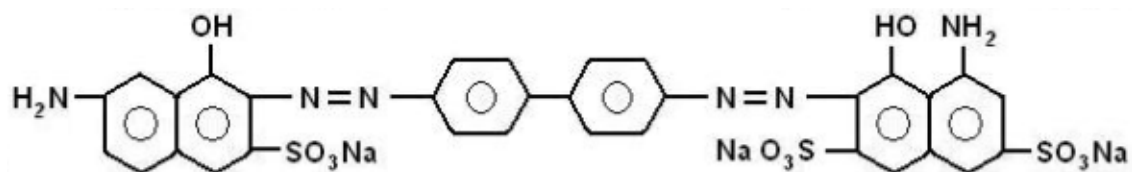


Figura 29. Estructura química del Azul Directo 2

Ref. Colour Index, 1971

4.2 Caracterización del colorante

Para la obtención de un efluente similar al del proceso de teñido usado por las industrias textiles, se siguió la técnica de teñido de mezclilla proporcionada por la industria Yucolor S.A., la cual consistió en lo siguiente:

1. Se disolvió el colorante en agua (1 g de color por 200 ml de agua para una concentración de 5000 mg/L) y se dejó calentar el baño de tintura a 30°C
2. Se introdujo la prenda y se elevó la temperatura a 50°C agitando continuamente por 15 minutos hasta alcanzar los 90°C en 30 minutos manteniendo el volumen del baño constante
3. Se agregó sulfato de sodio (10 g de sulfato de sodio por 1000 ml de agua) y se dejó la tela 45 minutos
4. Al término del tiempo, se sacó la prenda y se lavó con agua fría en chorro desparramado, se exprimió y se dejó secar

La muestra de agua residual que se tomó para la caracterización fue la que se preparó para el teñido, la que se obtuvo del lavado y así mismo como una mezcla de estas dos. Las características del agua residual se muestran a continuación en la tabla 9.

TABLA 9. Resultados de la caracterización del agua residual de teñido

PARÁMETRO	VALOR
pH	8.86
Conductividad	0.01 μ s/cm
Temperatura °C	43.0
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	1495.6 mg/L
Carbón Orgánico Total (COT) Inicial	353 ppm
Color	2972 mg/L

4.2.1 Determinación del Espectro de Absorción

- ✓ Para la determinación del espectro de absorción se pesaron 0.25 g de colorante azul negro diazo y se disolvió en 1000 ml de agua destilada para obtener una concentración de 250 mg/L
- ✓ Se realizó el barrido hasta encontrar el máximo de absorción (λ). Para ello se hizo una dilución de 5 en 100 de la muestra con una concentración de 250 mg/L
- ✓ Se encontró que el máximo de absorción ($\lambda_{\max}$) es de 575 nm y la absorbancia fue de 1.44

$$\lambda_{\max} = 575 \text{ nm}$$

$$\text{Abs} = 1.44$$

4.2.2 Elaboración de la curva de calibración

El procedimiento que se utilizó para la obtención de la curva de calibración es la siguiente:

- ✓ Se pesó 0.25 g de colorante azul negro diazo y se disolvió en un litro de agua destilada para obtener una concentración de 250 mg/L
- ✓ De la solución de 250 mg/L se tomaron 100 ml y se aforaron a 1000 ml con agua destilada para obtener una concentración de 25 mg/L
- ✓ De la solución de 25 mg/L se tomaron 100, 90, 80, 60, 40, 32, 16 ml y se aforaron a 100 ml teniendo las siguientes concentraciones 100/25, 90/22.5, 80/20, 60/15, 40/10, 32/8, 16/4 y se aforaron a 100 ml con agua desionizada. Adicionalmente para obtener un rango mayor de la curva se tomaron de la solución original de 250 mg/L 60, 40, 32, 16 mL y se aforaron a 100 mL
- ✓ Se midieron las absorbancias de las soluciones antes mencionadas en un espectrofotómetro Hach método cero y a 575 nm que es donde se obtiene el pico más alto para este colorante
- ✓ Con las absorbancias obtenidas y con sus respectivas concentraciones, se graficó para obtener la curva de calibración relacionando la absorbancia con la concentración de colorante (figura 30).

Se elaboró la curva de calibración a un pH ácido de 3.5 a partir de las lecturas del espectrofotómetro. Estas lecturas se muestran en la tabla 10.

TABLA 10. Lectura del espectrofotómetro de la curva de calibración del colorante azul negro diazo a pH 3.5

pH = 3.5	
Concentración Teórica colorante mg/L	Absorbancia
0	0
150	2.94
100	1.95
80	1.50
40	0.81
25	0.53
22.5	0.39
20	0.37
15	0.28
12.5	0.27
10	0.18
8	0.15
4	0.08
2.5	0.05
1.25	0.03

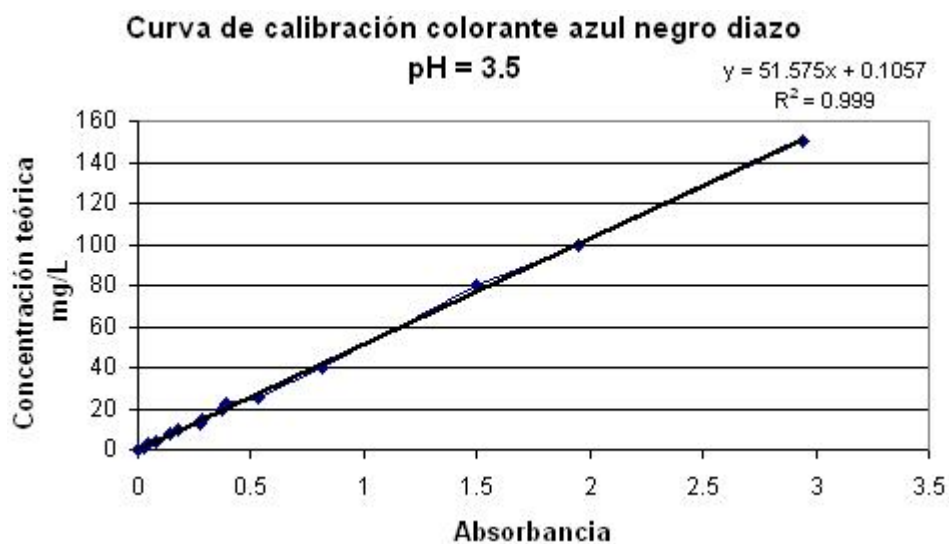


Figura 30. Curva de calibración del colorante azul negro diazo a pH 3.5

Se realizó también la gráfica de concentración real vs concentración teórica del colorante azul negro diazo obtenida a partir de los resultados de absorbancia (Figura 31) para verificar que la concentración real sea aproximada a la concentración teórica.

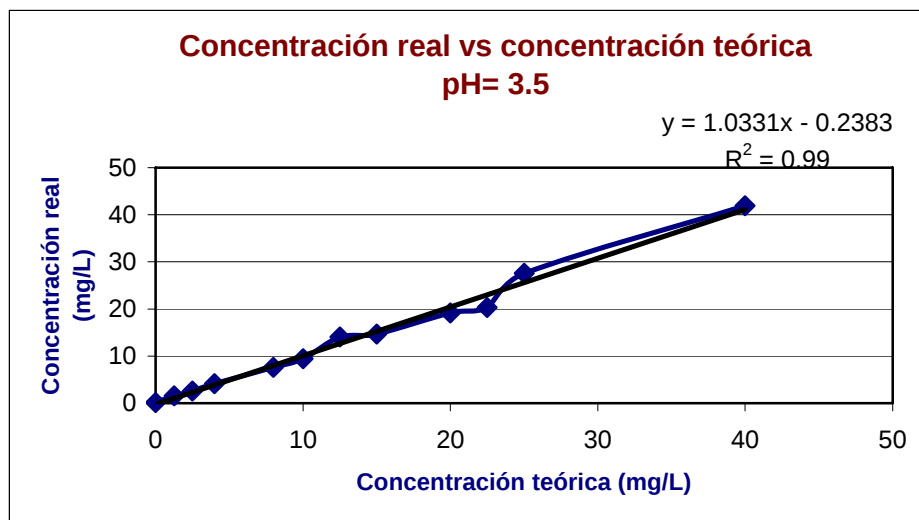


Figura 31. Concentración real vs concentración teórica del colorante azul negro diazo

4.2.3 Determinación de la concentración del colorante

La presencia de colorantes en el agua residual de la industria textil se debe principalmente a que durante el proceso de acabado de telas e hilos, particularmente durante el teñido, el colorante no es fijado completamente quedando un residual que varía usualmente del 12 al 30% dependiendo del tipo de colorante y del proceso usado para su fijación. Este residual es el que incorporado a las aguas superficiales da un aspecto no estético que demerita la transparencia del agua (Wong y Ya, 1999, Rajaguru, *et al.*, 2000).

Los colorantes más utilizados en la industria textil en la actualidad son los del tipo reactivo y directo, los cuales son usados para teñir el algodón. Los colorantes reactivos reaccionan con las moléculas de las fibras para formar enlaces químicos. Los colorantes directos pueden utilizarse directamente para el teñido sin necesidad de un agente fijador. Los colorantes directos son los más sencillos de aplicar y los más económicos en cuanto a costos de adquisición y aplicación. En la tabla 11 se presentan las características típicas de los colorantes directos.

TABLA 11. Características típicas de los colorantes directos

Tipo de colorante	Directo
Descripción	Solubles en agua, son compuestos aniónicos, pueden ser aplicados directamente a las fibras celulósicas
Fibras de aplicación típica	Algodón, rayón, otras fibras celulósicas
Fijación típica (%)	70-95%
Contaminantes típicos asociados con los colorantes	Color, sales, agentes catiónicos, surfactantes, diluyentes

Fuente: EPA, 1995

Los procesos de teñido donde se utilizan colorantes directos generan alrededor de 15 a 20 galones de agua residual/lb de producto terminado (125-167 L agua residual/kg producto) (EPA, 1997). Los colorantes y pigmentos utilizados en las operaciones de teñido son la principal fuente de color en un efluente textil.

Un colorante utilizado para teñir principalmente el algodón (específicamente la mezclilla), la seda y el nylon es el colorante Azul directo 2 o Azul Negro Diazo BHX.

Este colorante al estar presente aún en pequeñas concentraciones proporciona al medio una fuerte coloración, muy perceptible y poco estética. Además la NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) (1980) reporta que los colorantes cuya base es la bencidina son potencialmente cancerígenos para el ser humano.

De acuerdo con los resultados obtenidos de la caracterización del colorante azul negro diazo, se observó que la concentración del efluente del proceso de teñido corresponde a un valor de 2972 mg/L. La concentración de colorante es demasiado alta tomando en cuenta que la concentración inicial es de 5000 mg/L (prueba de teñido), sin embargo no se sabe cuántas prendas son teñidas con el agua ni tampoco si existen recirculaciones del agua de lavado, por lo que se determinó de acuerdo a los porcentajes de fijación del color de la tabla 12 y a datos mencionados por la EPA (1995), en donde se menciona que el colorante fijado va de un 70 a un 95%; por consiguiente la concentración máxima posible a utilizar en la operación de los reactores es de 1500 mg/L estableciéndose inicialmente en 250 mg/L para aclimatar a la biomasa y 10 días después de iniciada la alimentación con esta concentración del influente se aumentó a una concentración de 500 mg/L. El porcentaje de recirculación que se manejó es del 60% del volumen de salida, esto fue, 6 litros del efluente y 4 litros de colorante preparado con una concentración de 500 mg/L durante cada alimentación. Para el análisis de COT y toxicidad del colorante, se seleccionó la muestra proveniente de la mezcla del proceso de teñido y lavado debido a que esta muestra resulta ser más representativa de todo el proceso.

4.2.4 Características toxicológicas

La prueba de toxicidad se realizó con el método Microtox siguiendo los protocolos de la norma de la SECOFI (1995), que consiste en poner en contacto a los organismos de prueba (bacterias luminiscentes *Vibrio fischeri*, que emiten luz como parte de su metabolismo) con la muestra ambiental. La respuesta que se obtiene es que a mayor toxicidad de la muestra, la luz emitida por las bacterias disminuye. La proporción de esta disminución permite clasificar a la muestra ambiental en Unidades de Toxicidad (UT) desde ligeramente tóxica hasta altamente tóxica de acuerdo la Tabla 12.

TABLA 12. Clasificación de toxicidad basada en Unidades de Toxicidad (UT)

Toxicidad (UT)	Clasificación
> 4	Altamente tóxico
2 - 4	Tóxico
1.33 – 1.99	Moderadamente tóxico
< 1.33	Ligeramente tóxico

Tanto la prueba de toxicidad como la de carbono orgánico total (COT) se realizaron en el laboratorio del IMTA (microbiología y aguas residuales respectivamente). Los resultados obtenidos de la caracterización de la muestra del efluente del proceso se muestran a continuación.

TABLA 13. Resultados de la caracterización del agua residual de teñido

PARÁMETRO	MEZCLA
Toxicidad UT Inicial	62.5 *
Genotoxicidad UT Inicial	2.16 **

* Para *Vibrio fischeri*

** Para la cepa TA98 con activación metabólica. La muestra indica mutaciones si es mayor a 2

De acuerdo con los resultados de toxicidad un valor de 62.5 UT nos indica una toxicidad alta y un valor de genotoxicidad mayor de 2 nos indica que puede causar mutaciones.

4.3 Material o medio de empaque

El material de empaque de los reactores para la etapa de operación estuvo compuesto por una mezcla de 50% turba y 50% de viruta de madera tamizado número 2 (medio filtrante, **MF**) y además mezclado con el hongo *Pleurotus ostreatus* proveniente de la técnica de cultivo en medio líquido. La mezcla para el desarrollo de esta tesis recibió el nombre de **Turba modificada**. El hongo fue previamente molido suavemente dentro de unos morteros antes de empacar los reactores para que de esta manera pudiera mezclarse perfectamente con el MF y se expandirá, permitiendo una rápida colonización del mismo por parte de los microorganismos.

4.4 Reactores

Para el desarrollo de este experimento se utilizaron 5 reactores (A, B, C, D, E) con diferentes formas geométricas siendo cada uno estudiado para determinar su comportamiento hidráulico y la influencia del diseño de cada uno de los reactores en función a su forma geométrica en la eficiencia de remoción de color y DQO.

La forma geométrica del reactor que sirvió como referencia para el desarrollo de esta tesis es un escalamiento del utilizado en los experimentos efectuados por Dávila (2005) cuyas dimensiones del reactor cilíndrico utilizado fueron de 35 cm de altura por 5 cm de diámetro. Tomando como referencia estas dimensiones se determinó escalar 2 veces estas dimensiones en el **reactor A** que fue el reactor base para que a partir de estas se variaran en los otros reactores la relación altura : diámetro pero manteniendo en común el mismo volumen de material de empaque (4.5 L) y las mismas condiciones de operación.

A continuación se describen las dimensiones de cada uno de los reactores utilizados en esta experimentación.

El **reactor A** fue elaborado de acrílico. Las dimensiones de este reactor se muestran en la tabla 14.



Figura 32. **Reactor A**

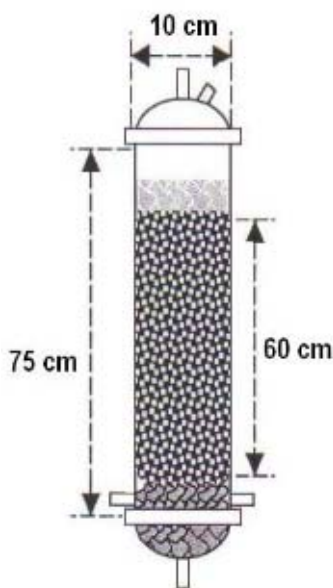


Figura 33. Esquema del **reactor A**

TABLA 14. Dimensiones del **reactor A**

Reactor A	
Diámetro	4"
Altura	75 cm
Volumen	4.5 L
Capa Grava	600 ml
Material	Acrílico

El **reactor B** también fue elaborado en acrílico. La forma geométrica de este reactor es cilíndrica. Las dimensiones de este reactor se muestran en la tabla 15.



Figura 34. **Reactor B**

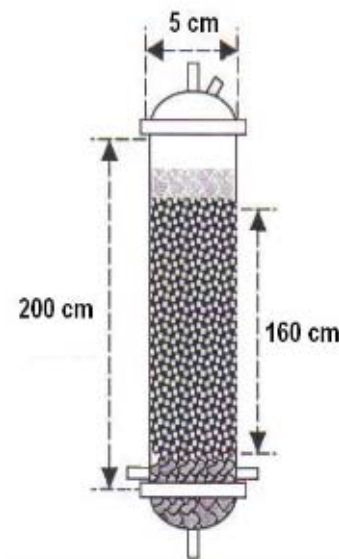


Figura 35. Esquema del **reactor B**

TABLA 15. Dimensiones del **reactor B**

Reactor B	
Diámetro	2"
Altura	200 cm
Volumen	4.5 L
Capa Grava	600 ml
Material	Acrílico

El **reactor C** al igual que los anteriores también es de acrílico. Su forma geométrica también es cilíndrica. Las dimensiones de este reactor se muestran en la tabla 16.



Figura 36. **Reactor C**

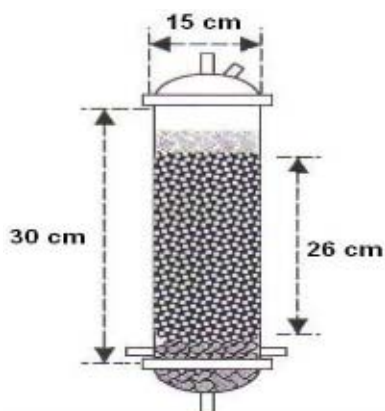


Figura 37. Esquema del **reactor C**

TABLA 16. Dimensiones del **reactor C**

Reactor C	
Diámetro	6"
Altura	30 cm
Volumen	4.5 L
Capa Grava	1100 ml
Material	Acrílico

El **reactor D** fue elaborado con fibra de vidrio. La forma geométrica de este reactor es cónica. La relación de este reactor con respecto al reactor **A** es de 1.5 : 0.5 : 1 (Diámetro superior - diámetro inferior - altura). Este cambio en el material de construcción se debió a que las características geométricas y su escala dificultaron la elaboración de este reactor. Las dimensiones de este reactor se muestran en la tabla 17.



Figura 38. **Reactor D**

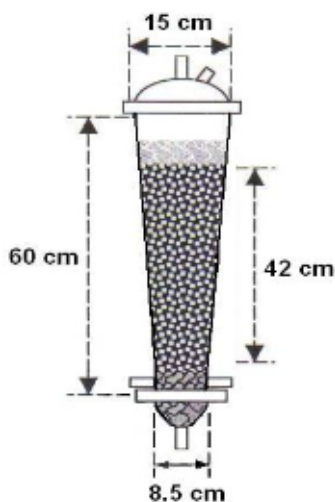


Figura 39. Esquema del **reactor D**

TABLA 17. Dimensiones del **reactor D**

Reactor D	
Diámetro superior	6"
Diámetro inferior	2"
Altura	60 cm
Volumen	4.5 L
Capa Grava	500 ml
Material	Fibra de vidrio

El **reactor E**, el último de los reactores, también fue de fibra de vidrio. La forma geométrica al igual que el reactor anterior es cónica a excepción de que este reactor tiene un funcionamiento inverso al anterior, es decir, la parte superior ahora es la parte inferior de este. Las dimensiones de este reactor se muestran en la tabla 18.



Figura 40. **Reactor E**

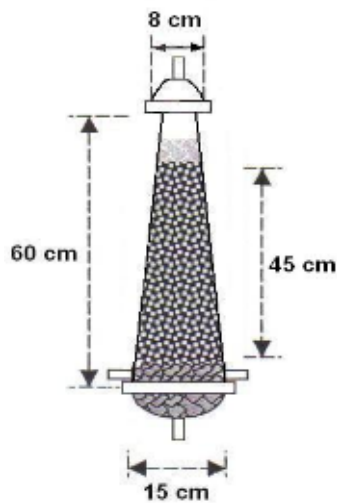


Figura 41. Esquema del **reactor E**

TABLA 18. Dimensiones del **reactor E**

Reactor E	
Diámetro superior	2"
Diámetro inferior	6"
Altura	60 cm
Volumen	4.5 L
Capa Grava	1100 ml
Material	Fibra de vidrio

4.5 Determinación de la hidrodinámica de los reactores

La determinación del comportamiento hidrodinámico de los reactores se basa en las pruebas de vaciado según lo descrito en el apartado 3.7.1, siguiendo la metodología descrita por Garzón Zúñiga (2003). Para ello se realizó en cada uno de los reactores estas pruebas.

4.5.1 Resultados de la hidrodinámica de los reactores

En la tabla 19 se muestra un resumen de los resultados de la hidrodinámica de cada uno de los reactores. Los cálculos de estos resultados se encuentran descritos de una manera más detallada en el [anexo 3](#).

TABLA 19. Resumen de resultados de la hidrodinámica de los reactores

	Reactor A	Reactor B	Reactor C	Reactor D	Reactor E
Ecuación de espacios vacíos	$y = -132.13\ln(x) + 2166$	$y = -198.14\ln(x) + 2344.7$	$y = -75.187\ln(x) + 2061.2$	$y = -113.61\ln(x) + 2043.7$	$y = -112.18\ln(x) + 2330.5$
Q (mL/min)	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6
Q (L/d)	3.74	3.74	3.74	3.74	3.74
Volumen de espacios vacíos (L)	1.99	2.08	1.96	1.89	2.18
Volumen correspondiente a la porosidad en situ (L)	3.57	3.53	3.32	3.23	3.08
Volumen real de agua residual en tratamiento (L)	1.58	1.45	1.36	1.34	0.89
TRH = V_{real}/Q (días)	0.42	0.39	0.36	0.36	0.24

A pesar de que todos los reactores contienen el mismo volumen de material de empaque (4.5 L), los resultados de la hidrodinámica de los reactores revela que tanto el volumen de espacios vacíos, el volumen correspondiente a la porosidad y el volumen real de agua en tratamiento difiere en cada uno de ellos, esto debido al acomodo del material de empaque en cada uno de los reactores resultado de su forma geométrica después de las pruebas de vaciado. De la tabla anterior por consiguiente el TRH será distinto en cada uno.

4.6 Estudios de trazado

En este experimento se realizaron estudios de trazado en cada uno de los reactores para evaluar el diseño hidráulico de cada uno de ellos. Para ello se elaboró un análisis de las curvas de DTR.

4.6.1 Análisis de las curvas de distribución de tiempos de residencia (DTR)

Con el objeto de llevar a cabo una evaluación del tipo de flujo que se presenta en diferentes configuraciones de reactores pero que mantienen la relación altura : diámetro con respecto al reactor A, se procedió a realizar por triplicado estudios de trazado en cada uno de los reactores. Estos estudios de trazado comenzaron una vez que el sistema se encontraba estable en función al parámetro que se midió, en este caso hasta que la conductividad en cada reactor se estabilizara para poder iniciar las inyecciones del trazador.

Las inyecciones de pulso (tipo C) de trazador se efectuaron con una jeringa de 50 mL y con una concentración inicial de trazador de 10 g/L para obtener una conductividad en esta solución 14.30 $\mu\text{s}/\text{cm}$. El tiempo aproximado de cada inyección fue de 30 segundos. La lectura del parámetro de conductividad se realizó con repeticiones de cada 20 minutos durante la duración del estudio de trazado que comprendió 3 veces el tiempo de retención hidráulico para cada uno de los reactores. De esta manera la forma de la curva de DTR fue más exacta.

Para realizar el análisis de las curvas de DTR y a partir de ello obtener información sobre el comportamiento hidráulico del sistema existen básicamente tres procedimientos:

- ✓ La determinación del tiempo promedio de retención hidráulico y la varianza a partir del cálculo del área bajo la curva
- ✓ A partir de modelos matemáticos (modelos de dispersión) que tratan de reproducir el comportamiento de la curva, ya sea el de tanques en serie, el de dispersión axial o los modelos combinados
- ✓ A través del cálculo de índices fundamentados en criterios empíricos.

Todos los procedimientos anteriores se realizaron para el análisis de las curvas de DTR de cada uno de los reactores de esta investigación.

En las siguientes figuras se muestran las curvas de DTR obtenidas en cada uno de los reactores.

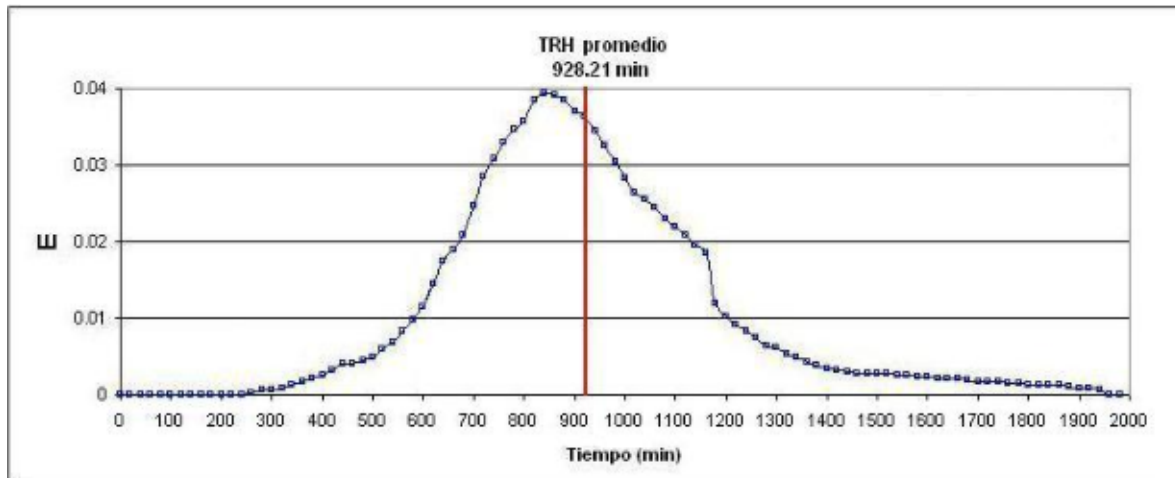


Figura 42. Curva **E** de distribución de tiempos de residencia del **Reactor A**

En la figura 42, correspondiente al **reactor A**, es posible observar que la curva de DTR se ajusta a la forma de una curva tendiente a flujo pistón. También, aquí mismo, es posible observar una pequeña cola hidráulica lo cual es indicativo de la presencia de zonas con canalizaciones o cortos circuitos hidráulicos. Mientras mayor longitud posea la cola hidráulica, mayor será la presencia de zonas muertas originadas por canalizaciones o parte del fluido estancado dentro del sistema. En las curvas de los demás reactores parece ocurrir un fenómeno similar al de la figura 42 aunque con pequeñas variaciones.

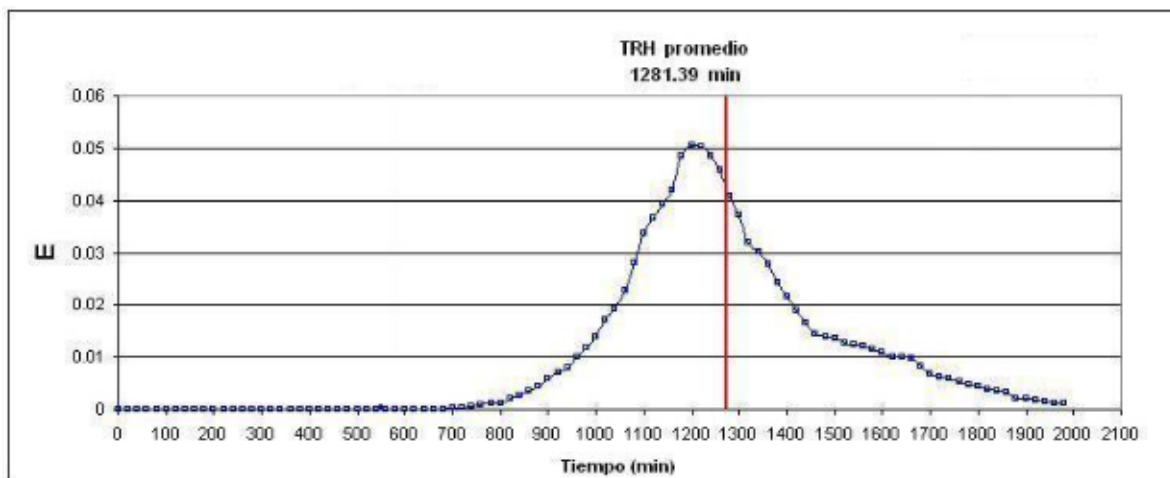


Figura 43. Curva **E** de distribución de tiempos de residencia del **Reactor B**

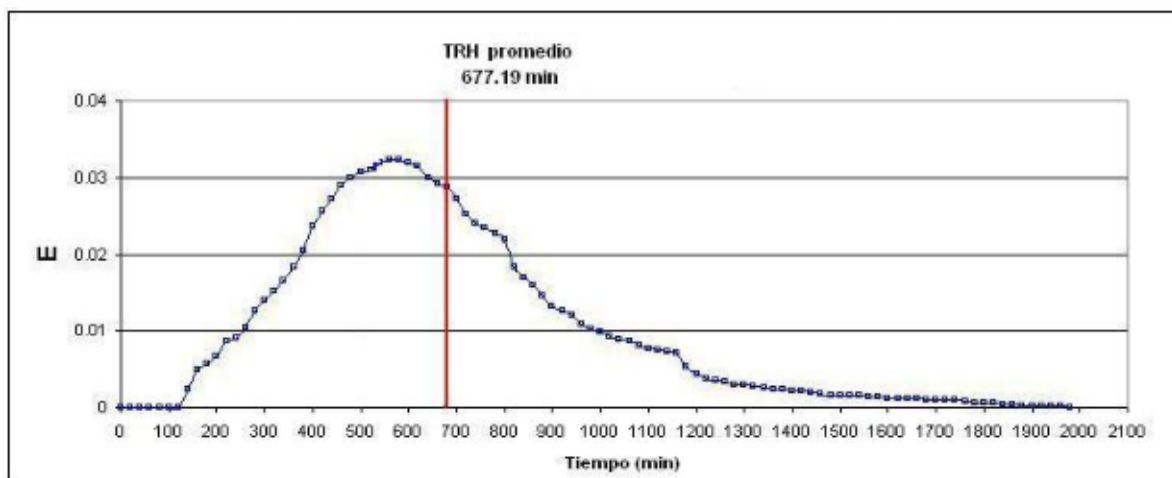


Figura 44. Curva **E** de distribución de tiempos de residencia del **Reactor C**

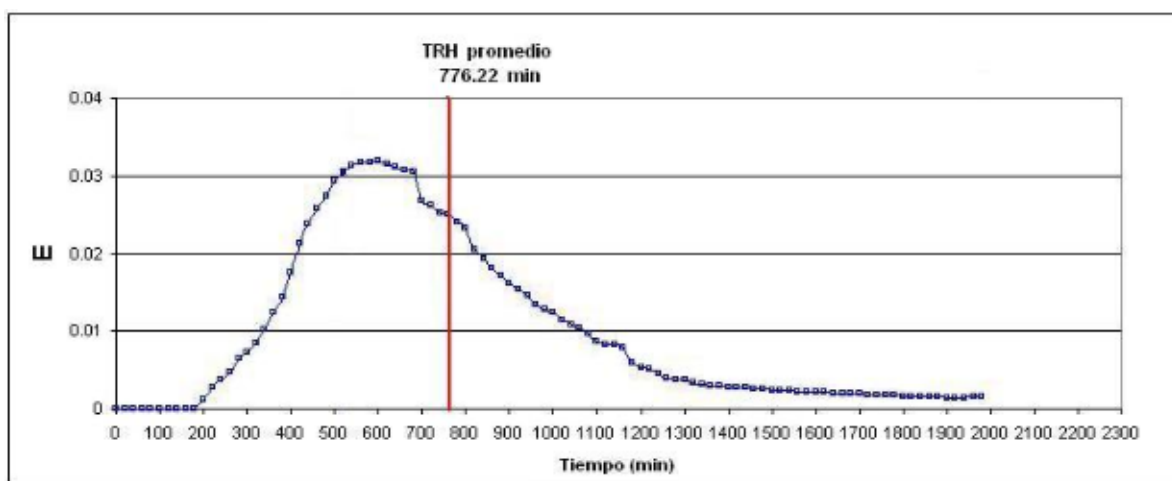


Figura 45. Curva **E** de distribución de tiempos de residencia del **Reactor D**

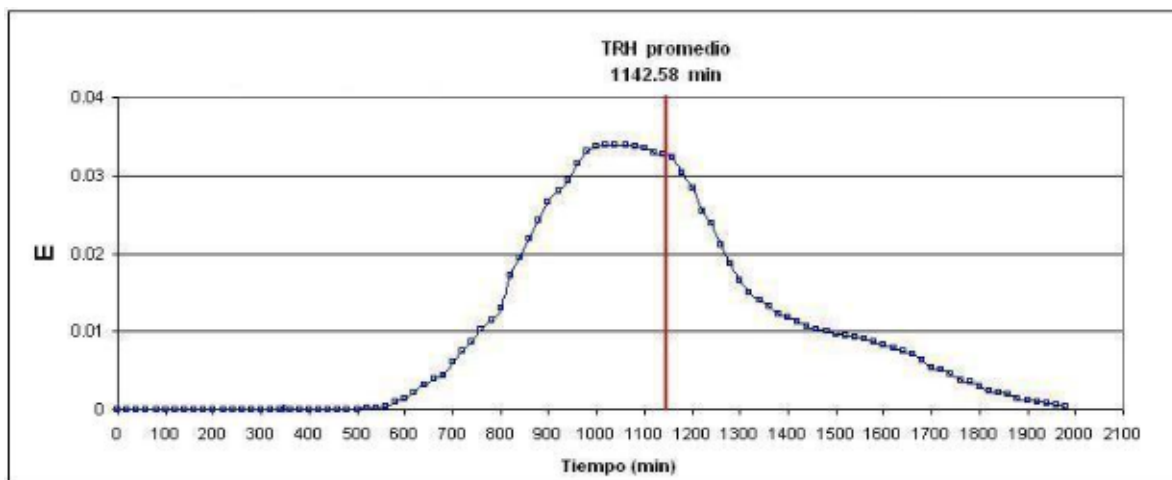


Figura 46. Curva **E** de distribución de tiempos de residencia del **Reactor E**

En la figura 43, correspondiente al reactor B, es posible observar que la curva de DTR tiene una mayor altura y una excentricidad más baja. Al igual que la curva del reactor A, además de ajustarse a una curva tendiente a flujo pistón, al final de esta curva se presenta una ligera cola hidráulica. Este comportamiento se debe a que al poseer esta una mayor altura propicia este tipo de comportamiento. Con respecto a las figuras 44, 45 y 46 correspondientes a los reactores C, D y E respectivamente se observa que la forma de la curva de DTR presentan una altura menor y una excentricidad un poco mayor. En todos estos casos el tipo de flujo que predomina es de tipo flujo pistón, sin embargo al igual que las curvas anteriores también presentan una cola hidráulica a diferencia que estas son un poco más alargadas lo cual nos habla también de una mayor cantidad de canalizaciones o zonas estancadas lo cual se refleja en el TRH de cada reactor.

Con relación TRH promedio es posible concluir que las diferencias de las curvas de DTR entre cada uno de los reactores se debe a las distintas configuraciones de su forma geométrica, así mientras para el reactor B es de esperarse por lógica un tiempo de retención promedio mayor debido a que el fluido debe de recorrer una mayor distancia vertical, para el reactor C es de esperar por ende un menor tiempo de retención promedio del líquido dentro del sistema al tener una menor distancia vertical por recorrer. No obstante, no se puede ignorar el hecho de que el material de empaque debe de suponer por sí mismo que éste sea el factor que altere el funcionamiento hidráulico de cada reactor, hecho que ocurre al momento de que este toma la estructura del reactor mismo. El máximo de cada curva de DTR se alcanza antes del TRH promedio debido a que las curvas de un estudio de trazado en un sistema con un comportamiento tendiente al flujo pistón generalmente tendrán la forma de la curva **20c** con un tiempo de retardo en la detección proporcional a la longitud del reactor y una “cola” producto de los fenómenos de difusión del trazador en zonas muertas.

De acuerdo con el análisis efectuado de la formas de las curvas de DTR (Curva E) (figuras 42, 42, 44, 45, 46) podemos predecir el funcionamiento de cada reactor y es de esperarse que el reactor A debido a la forma de la curva E presentará un mejor funcionamiento hidráulico y por ende una mejor operación en la remoción de contaminantes.

Sin embargo este análisis de las curvas de DTR (Curva E) no proporciona información suficiente sobre el comportamiento hidráulico real del sistema por lo que fue necesario; para fundamentar las conclusiones de una manera más sólida y para obtener una mejor interpretación de los resultados que a partir de los estudios de trazado se evaluara la descripción del comportamiento hidráulico de los reactores mediante el cálculo del área bajo la curva, la aplicación del modelo matemático de dispersión axial y el cálculo del índice ϕ propuesto por Morgan, 1997.

En la tabla 20 se presenta el resumen de los resultados del estudio de DTR provenientes de los estudios de trazado para cada uno de los reactores evaluados aplicando el modelo matemático de dispersión axial y el uso del índice ϕ . Además se procedió a normalizar las curvas de DTR (figura 47) para que de esta manera se pueda corroborar de una manera más exacta y precisa las características hidráulicas de cada sistema y la influencia que tendrán dichas características sobre el comportamiento en la remoción de color utilizado. El procedimiento de representar la DTR de tal manera que el área bajo la curva sea la unidad se denomina normalización de la distribución y se describe como

$$\int_0^{\infty} E \, dt = 1 \quad (2.27)$$

TABLA 20. Resultados de las características hidráulicas de los reactores

	R E A C T O R				
	A	B	C	D	E
Volumen de agua en tratamiento (L)	1.58	1.45	1.36	1.34	0.89
Q (L/d)	3.74	3.74	3.74	3.74	3.74
TRH teórico V/Q (min)	608	557	522	516	343
TRH promedio (min)	928	1281	677	776	1143
δ^2 Varianza (min ²)	66352	46843	89046	129206	69043
δ Desviación estandar (min)	258	216	298	359	263
D/ μ L Módulo de Dispersión	0.04	0.01	0.10	0.11	0.03
Índice ϕ	0.04	0.05	0.27	0.38	0.11

La ventaja principal del uso del modelo matemático de dispersión axial y del índice ϕ en comparación con el análisis del cálculo del área bajo la curva en esta tesis, fue el de contar con un punto de referencia (intervalo de cero a uno) en el cual se fundamenta la afirmación de que el sistema evaluado tiende a ser flujo pistón y en que grado se desvía de este tipo.

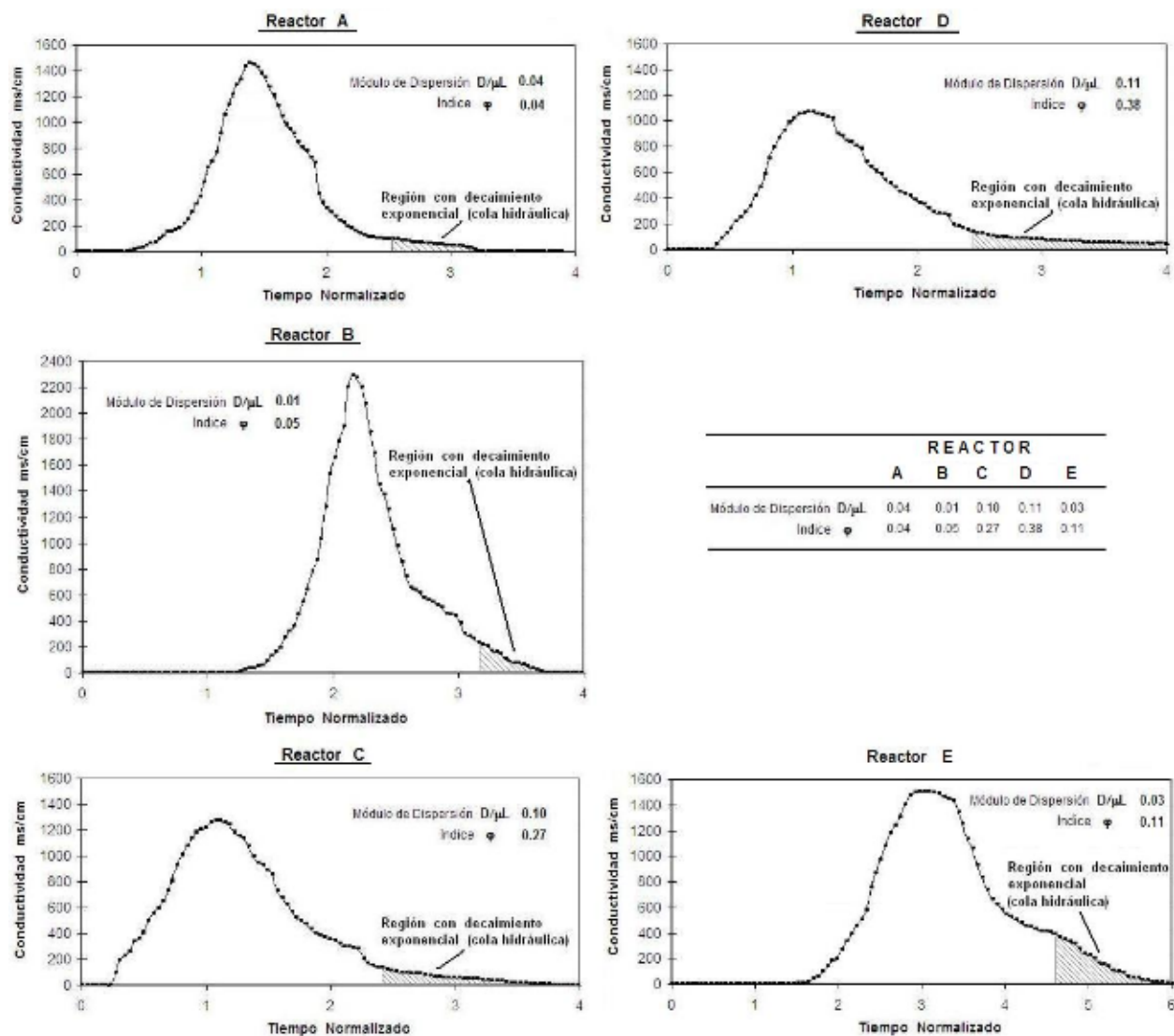


Figura 47. Resumen de curvas de DTR de los reactores

De acuerdo con el análisis de la forma de las curvas de DTR (figura 47) y a los resultados obtenidos de los valores del módulo de dispersión $D/\mu L$ y del índice ϕ (tabla 20), se observa que mientras los reactores A, B y E indican tener un número de dispersión $D/\mu L$ y un índice ϕ cercano a 0 y además de que la forma de las curvas de DTR se ajustan a la forma de una curva tendiente a flujo pistón (curvas con gran altura y baja excentricidad) por lo que presentan una cola hidráulica menor; los reactores C y D además de poseer un valor de $D/\mu L$ y un índice ϕ mayor además de que la forma de la curva de DTR se aleja un poco de una curva tendiente a flujo pistón (alta excentricidad) por lo que denota una cola hidráulica mayor. Todo lo anterior nos permite afirmar que los reactores A, B y E tuvieron un mejor funcionamiento hidráulico y por consiguiente una mayor eficiencia.

4.7 Análisis de operación de los reactores

En las siguientes figuras se muestran los resultados de los parámetros evaluados durante 150 días de operación que duró el experimento.

Los resultados de color fueron analizados y cuantificados por absorbancia mediante una curva de concentración de colorante azul negro diazo en correlación a la absorbancia (figura 32), lo cual emite como resultado la concentración remanente de colorante. En la figura 48 se pueden observar los resultados de color del influente y efluente en cada reactor. En la figura 48 se muestra la tendencia del color en el efluente a aumentar de los 5 reactores a partir del día 20, debido a que este tiempo fue el necesario para alcanzar la saturación total del medio filtrante.

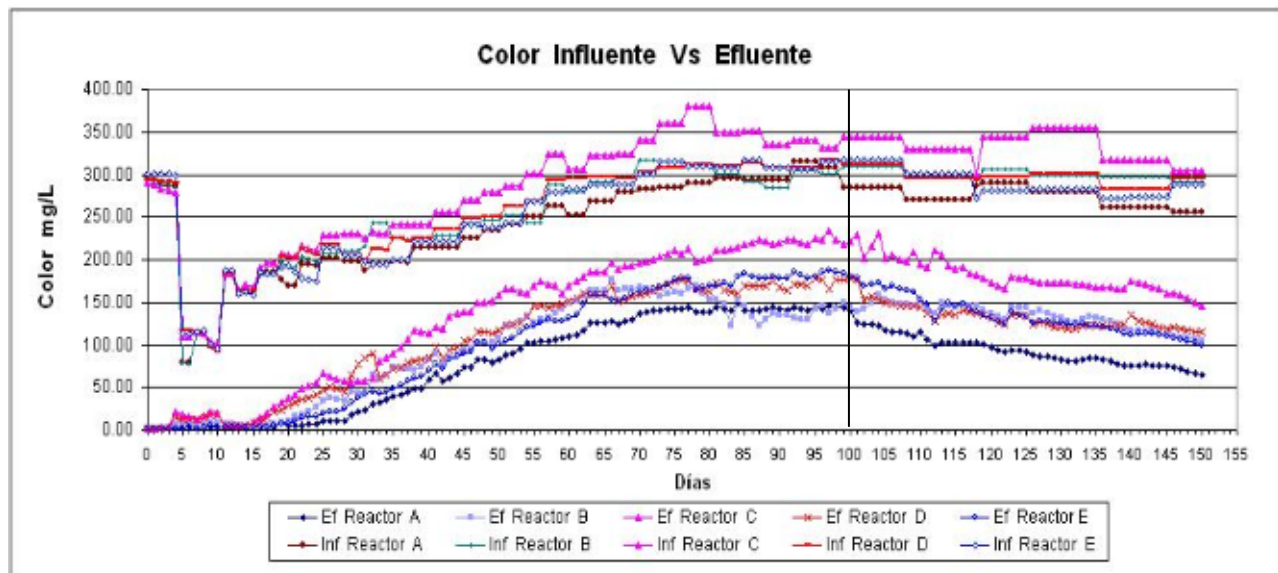


Figura 48. Resultados de color en los influentes y efluentes de los reactores

A partir del día 20 los 5 sistemas siguieron mostrando una tendencia de ir aumentando en la concentración del efluente hasta el día 65 a partir del cual los sistemas mostraron una estabilización. Esto se ve reflejado por ende en el porcentaje de remoción para cada sistema en la figura 49. La concentración del influente del colorante producto de la recirculación por ende también alcanzó una estabilización en el mismo periodo de tiempo. Al mostrarse una estabilización en el porcentaje de remoción en todos los sistemas a partir del día 65 se optó por disminuir por igual en todos los reactores el caudal del influente a partir del día 100 de operación, al pasar de 3.74 L/d a 1.44 L/d para comprobar la viabilidad de los reactores y al mismo tiempo determinar el caudal de influente ideal para lograr una mayor remoción un tiempo razonable. Durante los siguientes 50 días, después de disminuir el caudal del influente de 3.74 L/d a solo 1.44 L/d, se observó claramente un aumento en la remoción de color en el efluente de todos los sistemas.

Lo anterior indica la viabilidad de los sistemas en cuanto a su operación al tener menores cargas y al mismo tiempo es un indicador indirecto de la existencia del hongo *Pleurotus ostreatus* conjuntamente con otras especies de bacterias presentes comúnmente en el ambiente dentro de los reactores. El aumento en el porcentaje de remoción a partir del día 100 de operación mostró ir en aumento en todos los reactores a excepción del reactor C cuyo porcentaje de remoción fue irregular lo cual se justifica debido a que esta configuración posee el menor tiempo de retención y un valor mayor de zonas muertas en comparación con los demás reactores de acuerdo al análisis de varianza.

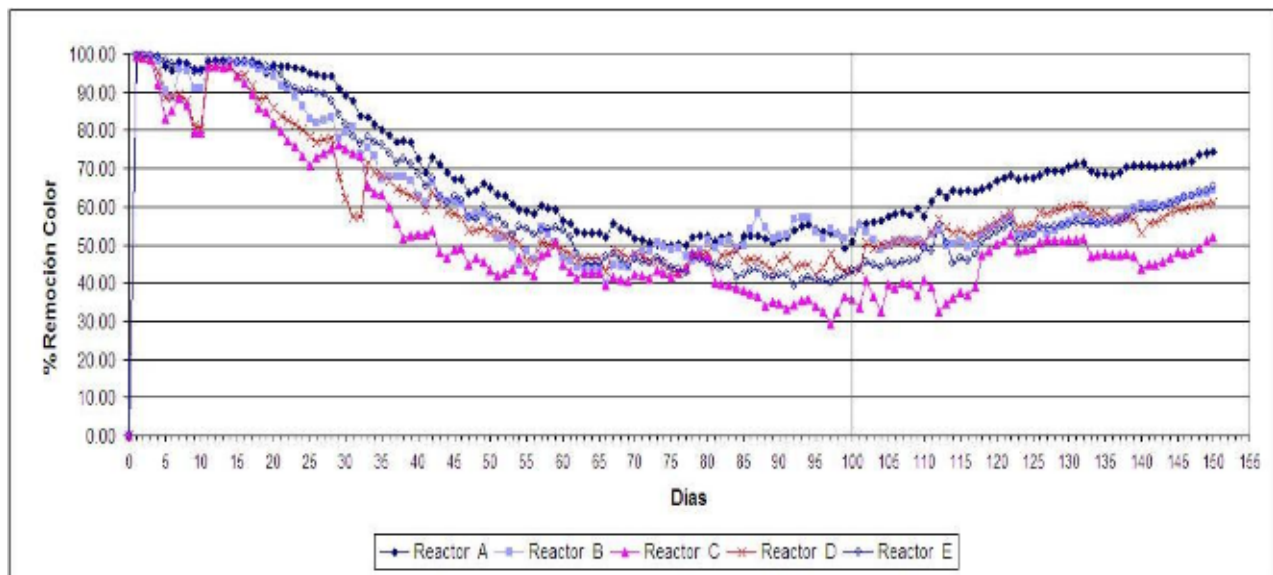


Figura 49. Porcentaje de remoción de color en los reactores

A continuación se muestra una serie de fotografías de la coloración del influente y efluente que se ha observado durante el transcurso de los días de operación que lleva el experimento.

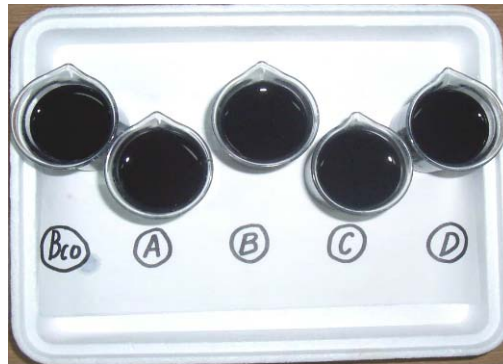


Figura 50. Coloración del influente en los reactores durante el transcurso de los días de operación

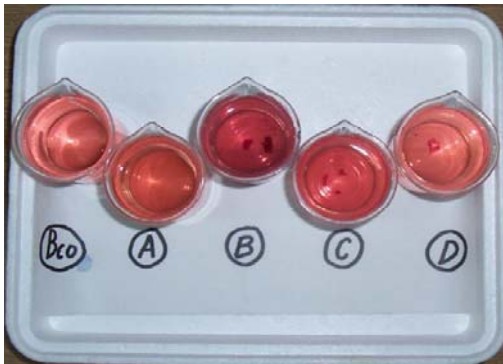


Figura 51. Coloración del efluente en los reactores en los primeros 10 días de operación

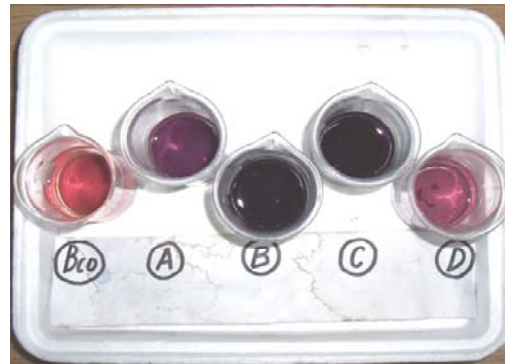


Figura 52. Coloración del efluente en los reactores a partir del día 30 de operación



Figura 53. Coloración del efluente en los reactores a partir del día 45 de operación

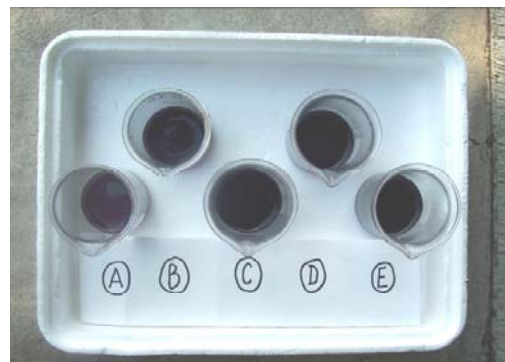


Figura 54. Coloración del efluente en los reactores a partir del día 100 de operación

Los resultados del comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) se muestran en la figura 55.

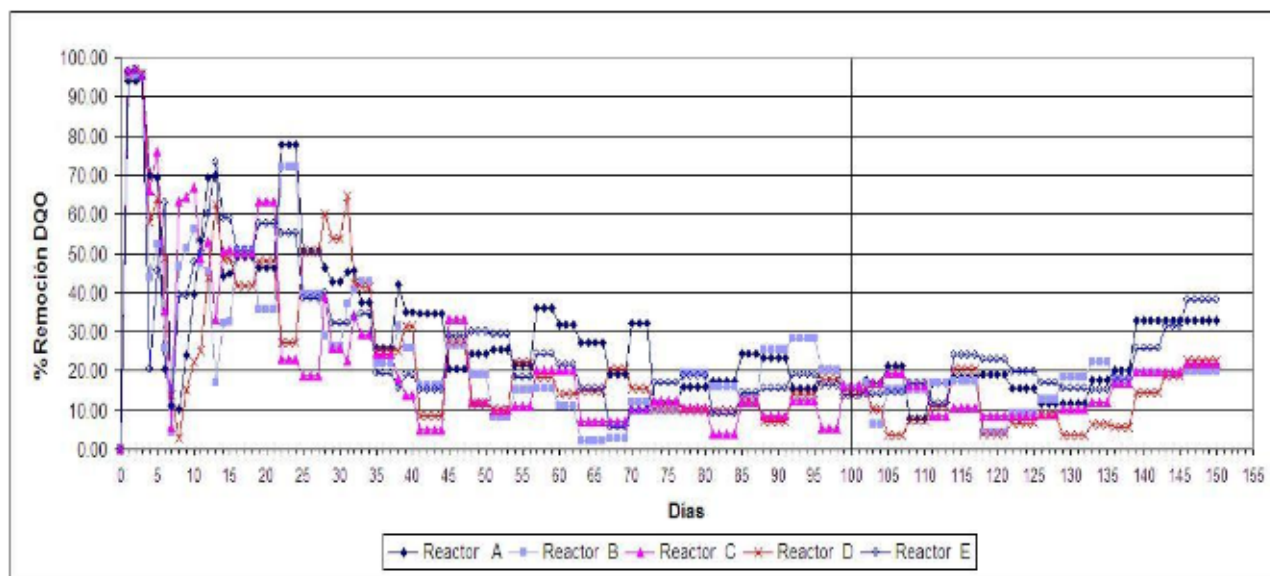


Figura 55. Porcentaje de remoción de DQO en los reactores

En la figura 55 se puede observar una disminución en el porcentaje de remoción irregular a partir del día 20 de DQO debido a la actividad lignolítica y a las enzimas Manganese-peroxidasa (MnP) y la lacasa (Renhammar y Malstrom, 1981) que segrega el hongo y que poseen la capacidad de degradación de xenobióticos como los colorantes azo (Kwang-Soo, *et al.*, 1997).

Con respecto a los resultados de COT mostrados en la figura 56, este mantuvo una tendencia a ir aumentando durante el transcurso de la experimentación debido al igual que la DQO a la secreción de las enzimas Manganese-peroxidasa (MnP) y la lacasa (Renhammar y Malstrom, 1981) que segrega el hongo. Sin embargo para poder confirmar y aclarar esta situación será necesario medir la actividad enzimática y correlacionarlas con el aumento del COT y de la DQO.

Es importante mencionar que durante el periodo de operación no existió una relación directa entre la disminución del color en cada uno de los reactores y el porcentaje de remoción de DQO. Durante el periodo de operación se obtuvo una remoción promedio de DQO en todos los reactores del 20% y de un 12% de remoción correspondiente de COT.

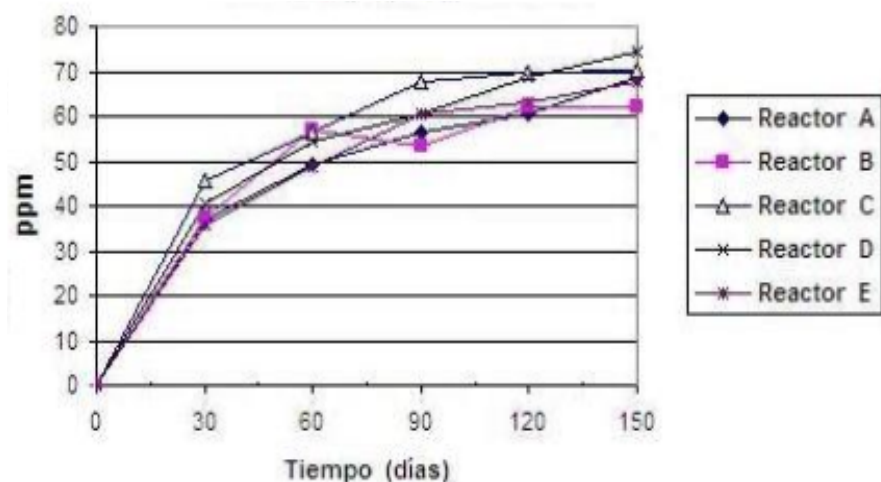


Figura 56. Resultados de COT de los efluentes de los reactores

La figura 57 reporta los valores de pH del influente y efluente de los sistemas. La acidificación del influente de acuerdo al trabajo de Davila, 2005 reporta que el hongo *Pleurotus ostreatus* muestra un alto grado de decoloración en un rango de pH de 3.5 a 5. Se puede observar que el efluente de los sistemas presenta a su vez valores de pH neutros debido al material de empaque.

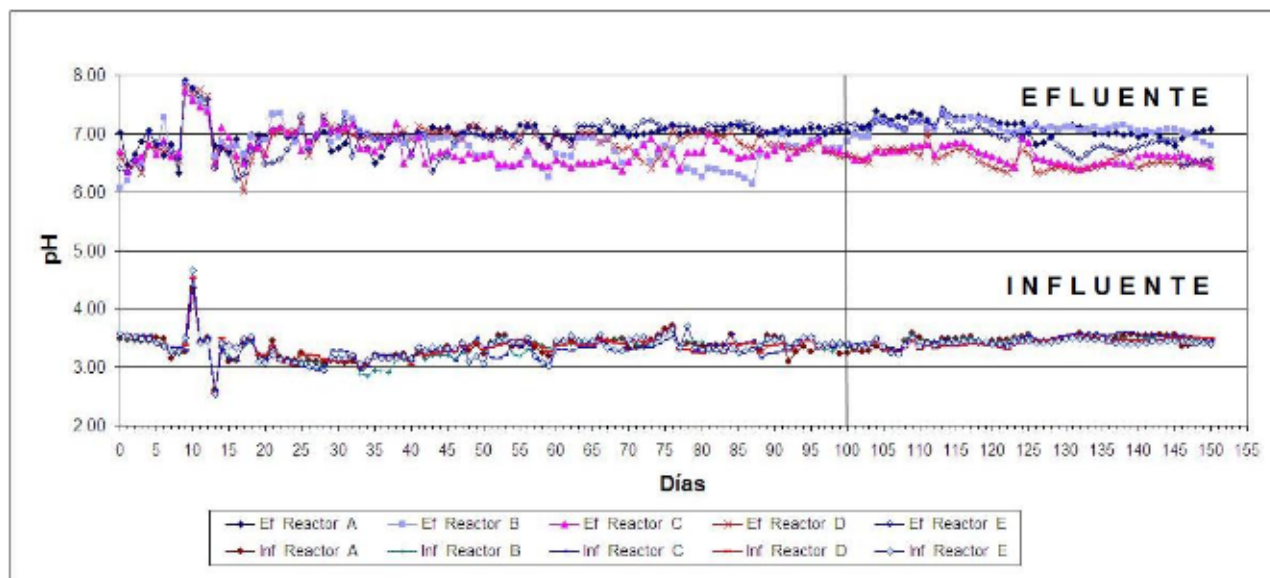


Figura 57. Resultados de pH de los influentes y los efluentes de los reactores

Al finalizar la operación de los sistemas, los resultados de toxicidad mostraron los siguientes resultados:

TABLA 21. Toxicidad final después de 150 días de operación

REACTOR	TOXICIDAD	
	Influente UT	Efluente UT
A	8.70	2.89
B	8.70	3.19
C	8.70	4.40
D	8.70	3.40
E	8.70	3.25

La tabla 21 muestra claramente que existe una disminución promedio de la toxicidad original del colorante en un 60.6%. El efluente promedio en los reactores indicó una toxicidad de 3.43 UT lo cual de acuerdo a la clasificación de toxicidad basada en Unidades de Toxicidad (UT) (tabla 12) nos indica que a pesar de existir una disminución de la toxicidad original del influente, el efluente sigue considerándose tóxico por lo cual es de vital importancia que antes de descargar el efluente a cualquier cuerpo receptor, se deba realizar otro tratamiento o acoplar este mismo a uno anaerobio previamente para disminuir por completo la toxicidad debido a que las aminas aromáticas generadas en efluentes anaerobios, son generalmente susceptibles a la degradación aerobia (Brown y De Vito, 1993). Esta toxicidad está ligada a los subproductos generados a partir del rompimiento de la molécula original del colorante por parte de las enzimas generadas por el hongo *Pleurotus ostreatus*. Cabe mencionar que la temperatura durante el periodo de operación de los reactores se mantuvo siempre estable oscilando entre los 19°C y los 25°C lo cual correspondió a la temperatura ambiente del lugar donde se desarrolló el experimento.

4.8 Identificación de otras especies de microorganismos en los reactores

Finalmente se realizó la identificación de otros tipos de microorganismo presente en los sistemas que pudieran ser causante de la disminución del color del influente además del hongo *Pleurotus ostreatus*. Para ello se llevó a cabo un barrido microbiológico mediante la prueba denominada API-20E. Esta prueba se realizó en el laboratorio de microbiología perteneciente al laboratorio de calidad del agua del IMTA. Para la realización de la prueba, se tomaron muestras de los reactores con mayor porcentaje de remoción de color en el efluente elaborando una muestra compuesta de la parte superior, media e inferior de cada reactor. Mediante la prueba API-20E se lograron identificar las siguientes especies bacterianas: *Pseudomonas aeruginosa*, *Chromobacterium violaceum*, *Pseudomonas fluorescens/putida*. La presencia de estas especies bacterianas identificadas en los sistemas pudo deberse al sitio donde se localizó el experimento, sin embargo estas no fueron factor para alterar la calidad de depuración de los sistemas.

Conjuntamente con el barrido microbiológico se realizó el cultivo en medio sólido de muestras tomadas de cada uno de los sistemas después de 150 días de operación para comprobar la presencia de la cepa de *Pleurotus ostreatus* mediante su crecimiento para posteriormente ser observadas bajo microscopio. Al cabo de una semana de incubación se observó el crecimiento de la cepa original. En las siguientes figuras se muestra lo observado al microscopio (20x y 40x).

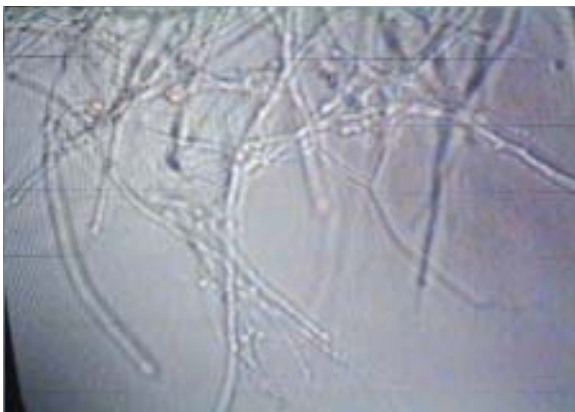


Figura 58. Cepa pura del hongo *Pleurotus ostreatus*



Figura 59. Hifas del hongo *Pleurotus ostreatus* tomadas de una muestra del reactor A

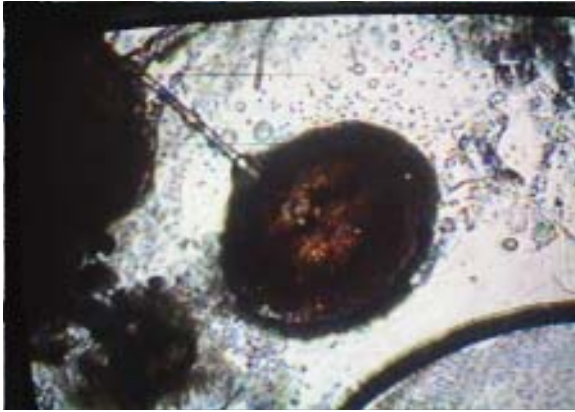


Figura 60. Cuerpo fructífero presente dentro de muestra del reactor B

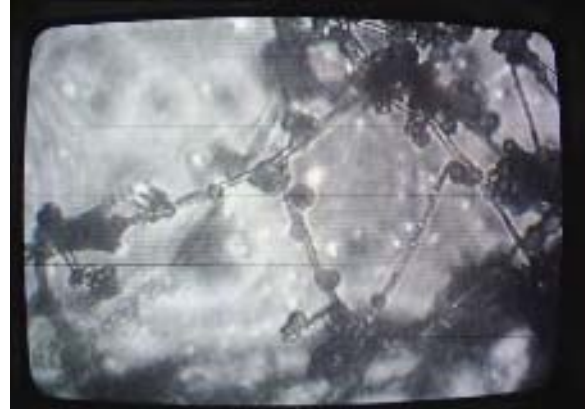


Figura 61. Hifas del hongo *Pleurotus ostreatus* tomadas de una muestra del reactor C

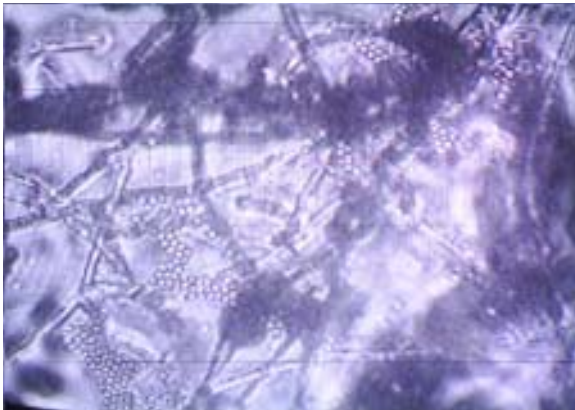


Figura 62. Hifas del hongo *Pleurotus ostreatus* tomadas de una muestra del reactor D

Las observaciones macroscópicas de las figuras 58, 59, 60, 61 y 62 demuestran la presencia del hongo *Pleurotus ostreatus* en todos los sistemas, los cuales conjuntamente con las especies de bacterias *Pseudomonas aeruginosa*, *Chromobacterium violaceum*, *Pseudomonas fluorescens/putida* detectadas mediante la prueba API20E son los causantes de la decoloración dentro de cada sistema. Es importante mencionar que la presencia de las especies bacterianas identificadas dentro de los reactores no fue un factor que disminuyera la capacidad de operación de los sistemas, ya que especies como la *Pseudomonas aeruginosa* poseen la capacidad de adaptarse muy fácilmente a cualquier condición ambiental lo cual queda demostrado al variar el caudal de entrada en el día 100 de operación y observar un aumento en la eficiencia de remoción del colorante.

4.9 Comparación estadística del funcionamiento de los reactores

Con los resultados obtenidos en la etapa de operación se realizaron dos análisis de varianza (ANVA) (Ostle, 1979), uno con los resultados de la DQO y otro con los resultados de color de todos los reactores para comprobar si existieron diferencias entre los efectos de la geometría de los reactores respecto a la remoción de color y de DQO. Dadas las 5 geometrías, se desea comprobar la hipótesis nula de que no hay diferencias entre los efectos de la geometría de los reactores respecto a la remoción de color y DQO o la hipótesis alternativa en caso de existir diferencias. A continuación se muestra las tablas de ANVA para los resultados de color y de DQO.

TABLA 22. Cuadro ANVA para DQO

A N V A				
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Relación F
media	1	16067356.92	16067356.92	
trat	4	85936.77	21484.19	13.85
EE	745	1155764.37	1551.36	
TOTAL	750	17309058.06		
fc	13.85			
Desviación estandar de todas las medias de tratamientos	3.22	F 0.99, 4, 745 =	3.32	Valor de tablas Ostle et al, 1979
		Fc 13.85 >> 3.32		H ₀ no se acepta

TABLA 23. Cuadro ANVA para Color

A N V A				
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Relación F
media	1	9488713.82	9488713.82	
trat	4	322732.25	80683.06	24.70
EE	745	2433097.00	3265.90	
TOTAL	750	12244543.07		
fc	24.70			
Desviación estandar de todas las medias de tratamientos	4.67	F 0.99, 4, 745 =	3.32	Valor de tablas Ostle et al, 1979
		Fc 24.70 >> 3.32		H ₀ no se acepta

El anterior ANVA nos permite concluir que no existieron elementos suficientes para aceptar la hipótesis nula por lo que se acepta la hipótesis alternativa en ambos casos de que **SI** existieron diferencias significativas entre los efectos de la geometría de los reactores respecto a la remoción de color y DQO por lo que se puede concluir que las diferencias son significativas y el efecto entre los tratamientos (reactores) son diferentes. En la figura 63 se muestra el área bajo la curva donde se ubica la relación F y en donde la Fc cae dentro de la región de no aceptación.

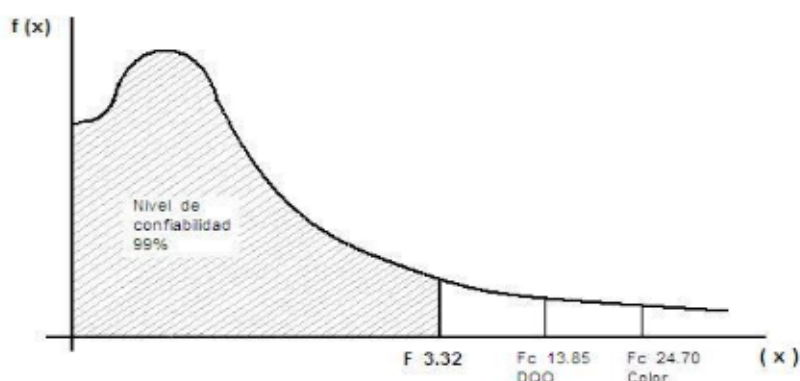


Figura 63. Distribución del área bajo la curva comparación entre reactores

De los resultados obtenidos al final de la experimentación, el reactor que demostró el mejor funcionamiento debido a sus características geométricas fue el reactor A, ya que obtuvo la mayor eliminación de color del influente con colorante azul directo 2 removiendo en promedio 70% del mismo en comparación con los reactores B, C, D, E que tuvieron remociones promedio de 62, 52, 59, 61% respectivamente. Quedó demostrado con el ANVA que si hay diferencias entre los efectos de la configuración geométrica de los reactores con respecto a la remoción de color sin embargo para fundamentar la afirmación de que la configuración geométrica del reactor A es la mejor se realizó otro ANVA con respecto a los demás reactores (B, C, D, E) demostrando nuevamente la afirmación de que el reactor A es el mejor. Los resultados se presentan a continuación en la tabla 24. El ANVA para cada comparación se encuentra detallado en el [anexo 5](#).

TABLA 24. Cuadro resumen ANVA para color entre los reactores

A N V A			
Comparación	Relación F	Valor crítico de F de tablas	Diferencia significativa
A vs B	8.52	3.32	SI hay diferencias significativas
A vs C	44.43	3.32	SI hay diferencias significativas
A vs D	14.45	3.32	SI hay diferencias significativas
A vs E	8.68	3.32	SI hay diferencias significativas

Los resultados del ANVA nos indican que mientras más cercano se localice el valor F_c al de F , indicará que existe una menor diferencia entre el reactor A y el reactor comparado (B, C, D, E). Así de esta manera la hipótesis alternativa H_1 seguirá imponiéndose sobre la hipótesis nula H_0 . En la gráfica 64 se observa la distribución del área bajo la curva de los valores de la tabla 24 en donde se ubica la relación F y nuevamente la F_c cae dentro de la región de no aceptación por lo que la hipótesis nula se rechaza y se concluye que si hay diferencias significativas entre el funcionamiento de del reactor A y el resto de los reactores en cuanto a la remoción de color.

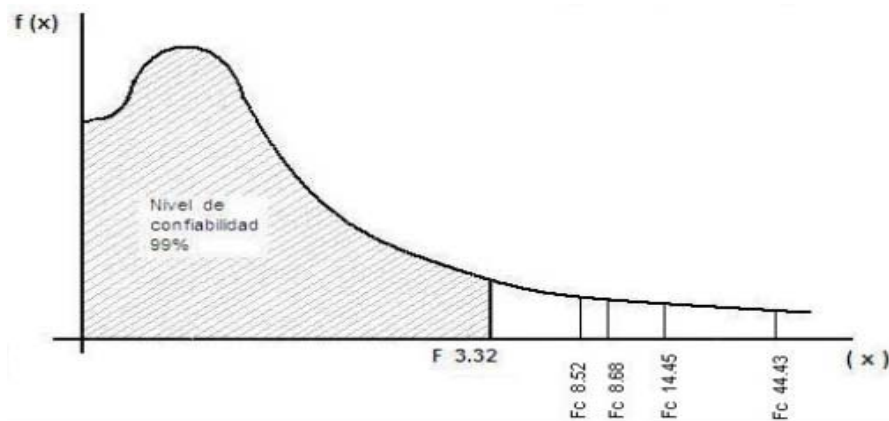


Figura 64. Distribución del área bajo la curva

4.10 Normatividad

En México, las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores de las industrias de colorantes y pigmentos, tanto de la fabricación como de la utilización no está normada. Anteriormente la norma NOM-065-ECOL-1994 solo establecía los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de las industrias de pigmentos y colorantes dentro de los que se incluían los parámetros de pH, DQO, grasas y aceites, sólidos sedimentables y sólidos suspendidos totales. En cuanto a las descargas de colorante sólo indicaba que se establecerán condiciones particulares a la industria cuando se considerara necesario. Dicha norma fue abrogada cuando apareció la NOM-001-ECOL-1996 (ahora NOM-001-SEMARNAT-1996).

Comparando con las normativas de otros países se sabe que la comisión de la Unión Europea emitió en el año 2002 una nueva directiva que prohíbe a partir de junio del 2004 la distribución y empleo de los colorantes textiles azo, pues en el año 2002 se demostró su carácter cancerígeno, evidenciando también que estas sustancias son dañinas para el medio ambiente, en especial al agua, en la que es una amenaza para los peces y otros organismos (Diario Oficial de La Comisión de las Comunidades Europeas, 1999). En Estados Unidos algunos colorantes están clasificados como sustancias peligrosas por la agencia de protección al ambiente (US EPA), entre estos colorantes encontramos a los colorantes azo como más peligrosos (US EPA, 1997).

Al observar las consideraciones por parte de la comunidad internacional ante la peligrosidad de este tipo de descargas que contienen colorantes es indispensable y urgente incluir en la normatividad alguna norma que contemple la contaminación de esta industria para legislar este tipo de descargas en México mediante la prohibición en la distribución y empleo de los colorantes textiles del tipo azo ya que se ha evidenciado el peligro que estos representan para la salud y la vida en general. Además sería necesario incluir algunos parámetros que no están estipulados en la normatividad y que causan un alto impacto al medio ambiente y a la salud como pueden ser la DQO, toxicidad, la salinidad y el color según sugiere Moeller, 2000, 2001.

A8

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

El análisis de la información desprendida de las curvas de distribución de tiempos de residencia (DTR) y la aplicación de modelos matemáticos y el un índice basado en la excentricidad, permitió concluir el buen funcionamiento de este tipo de reactores estará principalmente relacionado en función directa a su geometría, es decir la relación altura : diámetro. Por lo tanto el reactor con una relación geométrica 6:1 (altura : diámetro) posee un mejor desempeño en la remoción de color y un mejor funcionamiento hidráulico ya que presentó una menor cantidad de zonas muertas en comparación con las otras formas geométricas.

La aplicación de 3 diferentes métodos para la caracterización hidráulica de los reactores (análisis del área bajo la curva, aplicación del modelo de dispersión axial, aplicación del índice ϕ) permitió además tener una idea exacta y precisa de los fenómenos hidráulicos que ocurren dentro de cada sistema.

Para este estudio el tiempo de retención hidráulico (TRH) ideal para la remoción de color se encuentra en un intervalo de tiempo entre 12 y 24 horas, intervalo dentro del cual el porcentaje de remoción se encuentra en valores arriba del 50%.

Después de 150 días de operación se comprobó la viabilidad del hongo *Pleurotus osteratus* dentro de los sistemas y la capacidad de regeneración de cada uno de los reactores al aumentar la capacidad de decoloración al variar la carga de colorante dentro del periodo de operación.

Las propiedades físicas de la turba tal como absorción, adsorción y decoloración que ayudan en la remoción de contaminantes conjuntamente con la capacidad del *Pleurotus ostreatus* de degradación de xenobióticos relacionado a la actividad lignolítica y a las enzimas que segregan, fueron los mecanismos principales en la degradación aerobio del colorante azo.

Los resultados de los análisis de demanda química de oxígeno (DQO), toxicidad y color conjuntamente con los análisis estadísticos (ANVA), permiten concluir que la configuración geométrica del reactor A que tiene una relación 6:1 (altura : diámetro) y conteniendo como medio de empaque la turba modificada, es la de mejor operación hidráulica para la eliminación del colorante azul directo 2.

Fue evidente una relación directa entre las curvas de distribución de tiempos de residencia (DTR) y la eficiencia de remoción del colorante al observar que los sistemas que poseen una cola hidráulica o un número de dispersión mayor tienden a tener una menor remoción del color esto debido a que poseen mayor número de canalizaciones o zonas muertas en comparación a los otros sistemas que poseen una cola hidráulica o un número de dispersión menor tienden a tener una mejor eficiencia.

Las perspectivas de la tecnología probada en esta investigación son muy alentadoras, ya que además de demostrar ser económica, contiene una buena capacidad de remoción sobre el colorante azo. Por tal motivo al llevar a cabo el escalamiento a nivel piloto se recomienda tener una distribución del influente mediante un brazo que distribuya uniformemente el agua residual por toda la superficie del reactor permitiendo de esta manera tener menor cantidad de zonas muertas.

La vida útil de este sistema deberá ser determinada mediante una operación más prolongada esto después de lograr la estabilización de los sistemas y mediante la elaboración de una curva donde se refleje la disminución de la capacidad de depuración del sistema a lo largo del tiempo.

La determinación de la ruta de degradación del colorante azul directo 2 en estos sistemas y los que productos se generan después de salir de este tipo de sistemas permitirá conocer los limitantes dentro de este proceso.

El buen funcionamiento de la turba modificada utilizada como material de empaque da pauta a realizar experimentos con materiales naturales nacionales o de la región para inocularlos con el hongo *Pleurotus osteratus* en este tipo de reactores para determinar su eficiencia en comparación con lo realizado en esta investigación.

Un estudio a detalle sobre la capacidad de decoloración de las especies bacterianas identificadas como *Pseudomonas aeruginosa*, *Chromobacterium violaceum*, *Pseudomonas fluorescens/putida* dentro de los sistema permitirá conocer la adaptabilidad de estas especies a efluentes de colorantes azo.

A9
ANEXO 1

TURBA CARACTERÍSTICAS GENERALES

La turba puede ser descrita como materia vegetal parcialmente fosilizada, generalmente de color café oscuro, muy poroso y polar (Couillard, 1994). La turba es una sustancia compuesta de material orgánico originado por la descomposición incompleta de restos vegetales en lugares carentes de aire, en un medio altamente saturado de agua y bajas temperaturas. Sus principales componentes son la lignina y la celulosa.

La lignina es un polímero que se encuentra incrustado en la pared celular secundaria de las plantas leñosas. Ayuda a robustecer y endurecer las paredes. La molécula de lignina es una macromolécula, con un elevado peso molecular, que resulta de la unión de varios ácidos y alcoholes fenilpropílicos (cumarílico, coniferílico y sinapílico). Además la lignina produce grupos funcionales polares tales como alcoholes, aldehídos, cetonas, ácidos, hidróxidos fenólicos y éteres que pueden encontrarse en los enlaces químicos (Viraraghavan y Ayyaswami, 1987). La lignina es un producto final del metabolismo que a la muerte de la planta es degradado lentamente por hongos y bacterias, por ello forma la parte principal de la materia orgánica del suelo. La celulosa por otra parte es un polisacárido y es el principal componente de la membrana celular de la mayor parte de las plantas (Coupal y Lalancette, 1976).

Completan la composición de la turba restos de musgos (el mas abundante es el genero de Sphagnum), gramíneas, a veces mezclados con fragmentos leñosos y partículas de humus. La turba es de naturaleza fibrosa, permite una mayor aireación y mejor humedad que el suelo por su porosidad y ligereza.

La turba se ha reconocido por poseer una combinación extraordinaria de sustancias químicas y de propiedades físicas, tal como la absorción, adsorción y decoloración que ayudan en la remoción de contaminantes. La turba tiene un área superficial $>200 \text{ m}^2/\text{g}$ y una porosidad de 95%, éstas propiedades junto con la adsorción, le confieren la capacidad de ser utilizada como soporte para la formación de biopelículas donde la degradación microbiana puede ocurrir.

Además tiene una alta capacidad de absorción para metales en transición y moléculas orgánicas polares (Couillard, 1994).

Los cationes de la turba atraen a los grupos con carga negativa, los cuales están asociados con los ácidos húmicos y los ácidos fúlvicos, esta atracción permite que se lleve a cabo la adsorción.

El humus de la turba es la fracción estable de la materia orgánica del suelo, la que se obtiene después de que se ha descompuesto la mayor parte de las sustancias vegetales o animales agregadas al suelo, generalmente es de color negro. El humus está compuesto por los restos postmortem de vegetales y animales que, depositados en el suelo, son sometidos constantemente a procesos de descomposición, transformación y síntesis. También tiene la propiedad de incrementar la capacidad de retención de humedad del suelo.

El proceso de humificación consiste en la degradación o descomposición de la materia orgánica como proteínas, carbohidratos, etc. que por procesos de síntesis y polimerización producen agregados químicos que se llaman ácidos húmicos. Tienen estructura aromática compleja y variable, son compuestos de masa molecular entre 10,000 y 50,000 g/mol.

El humus se clasifica en: ácido fúlvicos y ácidos húmicos. Los ácidos fúlvicos representan la fracción de humus extraíble por álcali, que no precipita por ácidos y que tiene color amarillento rojo. Generalmente son compuestos fenólicos de peso molecular bajo con carga negativa. Los ácidos húmicos se extraen con hidróxido de sodio y pueden precipitar por ácidos como el ácido clorhídrico. Generalmente son polímeros de alto peso molecular que forman coloides esféricos y presentan una carga negativa, su capacidad de intercambio catiónico se debe a la presencia de la función ácido orgánico ($-\text{COOH}$) y de la función hidroxilo.

En consecuencia la turba ha demostrado una alta capacidad de intercambio catiónico y una baja capacidad de intercambio aniónico. Al elevarse el contenido de ácidos húmicos y fúlvicos se eleva el poder de intercambio iónico. La capacidad de intercambio catiónico está dada por los ácidos fúlvicos y húmicos (Estrada y García, 2004).

La turba se ha usado comúnmente para remover varias impurezas presentes en el agua residual desde la década de los 70's. Estas impurezas incluyen olores, metales pesados y plaguicidas. La turba ha demostrado ser un medio eficiente para el tratamiento de aguas residuales (Viraraghavan y Ayyaswami, 1987). Además también se ha usado en el manejo de algunos residuos, incluyendo desechos de ganado bovino y porcino (Buelna, G. 2004), así también como un sistema de tratamiento para las plantas de purificación de agua (Couillard, 1994). También se ha reportado el uso de turba para la remoción de efluentes textiles (Poots, *et al.* 1975 y Stephen, *et al.*, 1988).

Tipos de Turba

Existen diferentes tipos de turba. Dependiendo de su grado de humificación estas pueden ser:

TABLA 25. Tipos de turba

TIPOS DE TURBA	NIVELES DE HUMIFICACIÓN
Turba rubia Sphagnum	H1-H4 (De nada descompuesta a débilmente descompuesta)
Turba oscura Carex	H5-H6 (Medianamente descompuesta)
Turba negra Eriophorum	H7-H10 (De fuertemente descompuesta a completamente descompuesta)

Fuente: Penningsfeld y Kurzmann, 1972

Propiedades físicas y químicas de la Turba

La principal particularidad de la turba es su capacidad para absorber humedad. Un volumen de turba saturada puede estar constituido hasta por un 98% de agua. Tal capacidad para absorber grandes cantidades de agua se debe a la conformación y estructura celular de las fibras que constituyen gigantescas esponjas con gran capacidad para retener la humedad

Los niveles superficiales están conformados por fibras todavía no alteradas, que mantienen la estructura en los tejidos. Mientras más profunda está la turbera (sitio donde se extrae la turba) se incrementa el grado de humificación y la conformación de estructuras coloidales, aumentando así la proporción de sólidos y la densidad volumétrica.

Características físicas

Las características físicas de la turba se enlistan a continuación

TABLA 26. Características físicas de la turba

Contenido de humedad	40 a 55%
Densidad	0.12 a 0.5 g/cm ³
Capacidad de absorción hídrica	10 veces su peso seco
Grado de descomposición	(Turba Rubia) H1 – H4
	(Turba negra) H5 a H6
	(Humus de turba) H7 a H10

Fuente: <http://historiadf.netcombbs.com.ar/turba.htm>

Características químicas

Algunas observaciones importantes para juzgar la calidad de una turba son su grado de acidez y su contenido en cal (CaO). Se consideran especialmente apropiadas todas las turbas con un valor de pH de 3 a 4, si su grado de descomposición está situado de H1 a H4. En la tabla 26 se muestran las características químicas de la turba.

TABLA 27. Características químicas de la turba

p.H.	3.2 a 4
Materia orgánica	85 a 94%
Cenizas	2 a 6%
Nitrógeno	0.6 a 2 (mg/L)
Calcio	6.4 a 9.6 (mg/L)
Magnesio	4.3 a 6.1 (mg/L)
Potasio	3 a 5 (mg/L)
Sodio	11 a 15 (mg/L)

Fuente: www.biolan.fi/espanol/horties.htm

Características hidráulicas

La turba rubia Sphagnum está constituida de un material fibroso totalmente orgánico y es típicamente de color café y/o amarilla. Esta contiene materiales orgánicos fibrosos fácilmente identificables, y su densidad a granel es generalmente menos de 0.1 g/cm³. Debido a su estructura altamente porosa, el musgo de la turba puede tener una alta conductividad hidráulica. (Galli, 1990). Su estructura química y física (volumen del poro de 80-90% [Karamanev y Bélanger, 1994]) fortalece la retención del agua, y puede contener agua aproximadamente hasta por arriba del 90% del peso (Leahy y Birkinshaw, 1992). La permeabilidad de la turba varía grandemente y es determinada por su grado de descomposición y de las plantas de las cuales proviene. Una variación del 50% en el contenido de humedad de una turba puede cambiar su permeabilidad hasta cinco órdenes de la magnitud (Mitchell y McDonald, 1992). Generalmente, cuanto más descompuesta es la turba, más bajo es su conductividad hidráulica. La turba pierde la mayoría de su conductividad hidráulica cuando está comprimida. Dos diversos regímenes de flujo existen en filtros de turba debido a tres niveles, en su estructura, por ejemplo, la misma forma de la estructura se observan en tres diversas ampliaciones. A velocidades bajas, el líquido fluye a través de las partículas del musgo de la turba; sin embargo, a altas velocidades (sobre la velocidad crítica de aproximadamente 0.1 cm/s), el líquido fluye principalmente entre los agregados sólidos con solamente una cantidad pequeña penetrando las partículas que forman los agregados. Los mecanismos de transferencia de masa parecen ser debido a lo siguiente:

- 1) transferencia difusional al nivel más pequeño;
- 2) transferencia convectiva o difusional (o ambas) a el segundo nivel, dependiendo de la velocidad líquida; y
- 3) transferencia convectiva en el nivel más largo (Karamanev y Bélenger, 1994).

La estructura gruesa de los musgos de la turba causa probablemente la disminución observada de la conductividad hidráulica mientras que se reduce el contenido en agua. La turba también exhibe una *histéresis* entre las curvas de secado y mojado, probablemente porque el material desecado se vuelve más hidrofóbico y, consecuentemente, con más dificultad para rehumedecerlo, con la turba seriamente secada ($\geq 35\%$ pérdida de humedad) siendo excepcionalmente difícil rehumedecido. Las razones posibles de este fenómeno incluyen el colapso del macroporo y las altas presiones de succión del microporo. El secado también contrae las moléculas húmicas, los enlaces de color producido, y las fracciones de bajo peso molecular se juntan. La turba rechazará inicialmente el agua nueva; sin embargo, el rehumedecimiento continuo conducirá eventualmente al agua a penetrar todos los espacios de poro, la saturación de la turba, y el enjuague de cualquier color acumulado producto de ácidos orgánicos (Mitchell y McDonald, 1992).

ANEXO 2

CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS CEPAS FÚNGICAS

Los hongos son organismos inmóviles y poseen pared celular. La mayoría de las especies están compuestas por masas de filamentos cenocíticos (muchos núcleos dentro de un citoplasma común) o multicelulares. Un filamento fúngico se llama hifa y todas las hifas de un solo organismo se llaman colectivamente micelio. Las paredes de las hifas están compuestas fundamentalmente por quitina, un polisacárido que nunca se encuentra en las plantas. Los hongos son heterótrofos y pueden tener como sustancias de reserva al glicógeno. Las estructuras visibles de los hongos representan solo una pequeña porción del organismo y es denominado cuerpo fructífero o fructificaciones y son hifas fuertemente compactadas, especializadas en la producción de esporas (Curtis, *et al.*, 2000).

Un micelio se origina por la germinación de una sola espóra. El crecimiento del micelio reemplaza la movilidad, poniendo al organismo en contacto con nuevas fuentes de alimentos y con diferentes cepas de apareamiento. Todos los hongos son heterótrofos, ya sean saprobios, parásitos facultativos, obligados o micorrizicos. Obtienen alimento absorbiendo sustancias orgánicas o inorgánicas disueltas. Generalmente el hongo secreta enzimas digestivas sobre la fuente alimenticia y luego absorbe las moléculas resultantes mas pequeñas, producto de la degradación, que son liberadas al medio.

Los miembros del reino Fungi se clasifican generalmente en cuatro grupos principales o phyla: Chytridiomycota, Zygomycota, Ascomycota y Basidiomycota.

Los basidiomicetos forman el grupo de hongos más familiar, ya que incluyen a los hongos de sombrero (setas) como *Pleurotus ostreatus*. Se conocen 1428 géneros y 22 244 especies. La seta (fructificación o basidiocarpio) es el cuerpo fructífero en donde se producen las esporas. El micelio, a partir del cual se producen los basidiocarpos, forma una trama difusa que puede crecer radialmente varios metros.

Los Basidiomicetos se caracterizan por un micelio primario joven a base de hifas monocarióticas multinucleadas y aseptadas, que mas tarde desarrollan septos transversales incompletos que delimitan porciones uninucleadas; dos segmentos de hifas de signo opuesto se conjugan sin fusión de núcleos, dando una hifa dicariótica. Estos micelios dicarióticos desarrollan unas estructuras especiales, denominadas basidios, con forma de masa, en cuya superficie se forman las basidiosporas haploides por migración, a los esterigmas correspondientes, de los núcleos producidos tras la cariogamia y la subsiguiente meiosis. (Sánchez-Salinas, 2000). Otro tipo de basidiomiceto, el hongo de la podredumbre blanca o yesquero, destructor voraz de la madera, esta siendo investigado actualmente por su potencial de destrucción de desechos tóxicos. Este hongo contiene una enzima compleja que puede degradar, no sólo los polímeros que encuentra en la madera sino también sustancias como el DDT, la dioxina y una amplia gama de contaminantes orgánicos.

Características *Pleurotus ostreatus*

Reino: Fungi o Mycota División: Eumycetes
Phylum: Basidiomycota Subdivisión: Basidiomycotina
Clase: Homobasidiomycetes Orden: Agaricales
Familia: Pleurotaceae Genero: *Pleurotus*
Especie: *ostreatus*

DESCRIPCION: Sombrero: de 5-15 cm, muy excéntrico y variable, normalmente en forma de concha, con el margen primero incurvado y después recto, a menudo ondulado. La cutícula que es separable, es lisa brillante, de color variable (beige, gris claro, gris negruzco o gris azulado) Láminas: juntas, decurrentes hasta la base del pie, de color crema Esporada: de color gris liláceo. Pie: muy corto de 1 a 4centímetros de largo por 1 a 2 cm de diámetro, muy excéntrico o completamente lateral, recubiertos de pelos blancos Carne: firme y fibrosa, blanca, de olor agradable (a veces algo anizado) y sabor dulce.

HABITAT: Hongo parásito o saprofito que vive en tocones y ramas. Básicamente de planifolios muertos o debilitados, en bosques de ribera, parques y jardines. Fructifica en verano y en otoño.

COMESTIBILIDAD: Es comestible y muy apreciado. En los últimos años se ha difundido mucho en su consumo al cultivarse a gran escala. Esto permite hallarlo en el mercado todo el año, aunque a veces con el impropio nombre de seta de cardo". La autentica seta de cardo "*Pleurotus eryngii* (De Cand.: Fr.) Quélet" es una especie silvestre que crece sobre umbelíferas.

OBSERVACIONES: Puede cultivarse fácilmente sobre troncos de chopo, al aire libre, o sobre balas de paja mezcladas con aserrín, en invernaderos; pero es preciso advertir que, si no se mantiene la temperatura, la humedad y la luminosidad adecuadas, es difícil obtener las setas de forma continuada (Dávila, 2005).

ANEXO 3

RESULTADOS DE LA HIDRODINÁMICA DE LOS REACTORES

Cálculos para la determinación de la porosidad in situ del medio filtrante:

Tomamos una muestra de la turba preparada y la ponemos en una cápsula a peso constante, tomamos el peso de la cápsula + MF, la metemos a la estufa por 3 horas y pesamos nuevamente, posteriormente la dejamos 24 horas en la estufa y tomamos el peso final (peso seco).

Reactores	
Peso de la cápsula (g)	38.2943
Cápsula + MF (g)	51.0542
MF peso húmedo (g)	$(51.0542 - 38.2943) = 12.7599$
Peso 3 h (g)	42.2495
Peso seco (g)	41.3108
Peso seco MF (g)	$(41.3108 - 38.2943) = 3.0165$
% masa MF	$\frac{12.7599}{12.7599 + 3.0165} \times 100\%$ $x = 23.6405\%$
Masa de agua (g)	$(12.7599 - 3.0165) = 9.7434$
% Humedad en el MF	$\frac{9.7434}{12.7599} \times 100\%$ $x = 76.36\%$

Tabla 28. Contenido de agua contenido en la muestra inicial

Reactores	
MF húmedo (g)	12.7599
MF seco (g)	3.0165
Contenido de agua (g)	9.7434

Determinación del peso seco del MF en los reactores

Tabla 29. Cálculo del peso seco del MF en los reactores

Reactor	Reactor + grava + MF húmedo	Reactor + grava	Peso Húmedo MF	Peso seco MF
A	6197.1	4240	1957.1	462.66
B	5641.2	3915	1726.2	408.08
C	5671.0	3605	2066.0	488.41
D	4685.7	3070	1615.7	381.96
E	6518.0	4725	1793.0	423.87

Cálculo de la porosidad en los reactores

Se realizaron tres pruebas de vaciado en cada BF, pero se toma en cuenta la tercera para realizar los cálculos pues para este momento el MF ha tomado una mejor estructura y los datos obtenidos son más estables. Los resultados de las tres pruebas de vaciado son las siguientes:

Tabla 30. Volumen acumulado durante la 3ra prueba de vaciado en los reactores

Tiempo (min)	Volumen Reactor A (mL)	Volumen Reactor B (mL)	Volumen Reactor C (mL)	Volumen Reactor D (mL)	Volumen Reactor E (mL)
0	0	0	0	0	0
1	1172	623	1410	1144	1428
2	181	598	151	184	187
4	159	210	134	156	157
15	185	224	222	239	240
30	206	231	87	111	113
60	112	136	68	107	108
120	100	125	47	91	90
240	82	135	24	78	68
420	55	80	18	36	40
1200	72	150	21	42	42
Volumen acumulado durante la 3a prueba de vaciado (mL)	2324	2512	2182	2188	2473

Determinación del volumen de agua retenido al final de los ensayos de drenaje en los reactores

Al terminar la tercera prueba de vaciado los reactores se vacían para después poder inocularlos y tomamos muestras de la parte alta, media y baja. Ponemos estas muestras en cápsulas a peso constante.

Tabla 31. Cálculo del porcentaje de humedad en los reactores

Reactor A						
Muestra	Peso cápsula (g)	Cápsula + MF húmedo (g)	Peso seco (24 h) (g)	MF húmedo - Cápsula	MF seco - Cápsula	% Humedad
Parte Alta	45.4827	57.6280	48.5647	12.1453	3.0820	74.62
Parte Media	47.7039	58.7835	50.2799	11.0796	2.5760	76.75
Parte Baja	46.0205	62.5020	48.8875	16.4815	2.8670	82.60
Promedio						77.99

Reactor B						
Muestra	Peso cápsula (g)	Cápsula + MF húmedo (g)	Peso seco (24 h) (g)	MF húmedo - Cápsula	MF seco - Cápsula	% Humedad
Parte Alta	46.0205	54.0355	48.2920	8.0150	2.2715	71.66
Parte Media	43.5184	51.3140	45.5047	7.7956	1.9863	74.52
Parte Baja	49.3999	59.5094	51.5298	10.1095	2.1299	78.93
Promedio						75.04

Reactor C

Muestra	Peso cápsula (g)	Cápsula + MF húmedo (g)	Peso seco (24 h) (g)	MF húmedo - Cápsula	MF seco - Cápsula	% Humedad
Parte Alta	49.3990	58.4110	51.3746	9.0120	1.9756	78.08
Parte Media	48.1510	53.0086	49.1758	4.8576	1.0248	78.90
Parte Baja	46.0200	51.6527	46.9653	5.6327	0.9453	83.22
Promedio						80.07

Reactor D

Muestra	Peso cápsula (g)	Cápsula + MF húmedo (g)	Peso seco (24 h) (g)	MF húmedo - Cápsula	MF seco - Cápsula	% Humedad
Parte Alta	60.7570	63.7570	61.4218	3.0000	0.6648	77.84
Parte Media	47.7028	52.0800	48.5311	4.3772	0.8283	81.08
Parte Baja	48.3362	54.8640	49.2808	6.5278	0.9446	85.53
Promedio						81.48

Reactor E

Muestra	Peso cápsula (gr)	Cápsula + MF húmedo (gr)	Peso seco (24 h) (gr)	MF húmedo - Cápsula	MF seco - Cápsula	% Humedad
Parte Alta	40.2410	43.6405	41.0047	3.3995	0.7637	77.53
Parte Media	45.4020	47.9660	46.0354	2.5640	0.6334	75.30
Parte Baja	43.5185	48.7860	44.5439	5.2675	1.0254	80.53
Promedio						77.79

Se midió el volumen de agua contenido en la capa de grava

Tabla 32. Volumen de agua contenido en la capa de grava

REACTOR	Volumen acumulado	Volumen grava	Volumen real acumulado
A	2324	277.67	2046.33
B	2512	275.00	2237.00
C	2182	516.67	1665.33
D	2188	270.00	1918.00
E	2473	792.33	1680.67

El MF para empacar los reactores al inicio del experimento tenía un % de humedad del 76.36
Tenemos que hay en cada reactor:

Entonces para el **Reactor A** hay:

$(77.99\% \cdot 9.7434) / 76.36\% = 9.9518$ g de agua / 3.0165 g de MF seco

Por lo tanto a cada g de MF seco corresponden 3.2991272 g de agua cuando está humificada al 77.99%

Si el Reactor A fue empacado con 462.66 g de MF seco y si al final del ensayo de drenaje la humedad es de 77.99% entonces:

$462.66 \text{ g MF} \cdot 3.2991272 \text{ g de agua} = 1562.4 \text{ g de agua contenidos en el MF}$

Para el **Reactor B** hay:

$$(75.04\% \cdot 9.7434) / 76.36\% = 9.5747 \text{ g de agua} / 3.0165 \text{ g de MF seco}$$

Por lo tanto a cada g de MF seco corresponden 3.1740959 g de agua cuando está humificada al 75.04%

Si el Reactor B fue empacado con 408.08 g de MF seco y si al final del ensayo de drenaje la humedad es de 75.04% entonces:

$$408.08 \text{ g MF} \cdot 3.1740959 \text{ g de agua} = 1295.3 \text{ g de agua contenidos en el MF}$$

Para el **Reactor C** hay:

$$(80.07\% \cdot 9.7434) / 76.36\% = 10.2164 \text{ g de agua} / 3.0165 \text{ g de MF seco}$$

Por lo tanto a cada g de MF seco corresponden 3.3868326 g de agua cuando está humificada al 80.07%

Si el Reactor C fue empacado con 488.41 g de MF seco y si al final del ensayo de drenaje la humedad es de 80.07% entonces:

$$488.41 \text{ g MF} \cdot 3.3868326 \text{ g de agua} = 1654.2 \text{ g de agua contenidos en el MF}$$

Para el **Reactor D** hay:

$$(81.48\% \cdot 9.7434) / 76.36\% = 10.3970 \text{ g de agua} / 3.0165 \text{ g de MF seco}$$

Por lo tanto a cada g de MF seco corresponden 3.4467244 g de agua cuando está humificada al 81.48%

Si el Reactor D fue empacado con 381.96 g de MF seco y si al final del ensayo de drenaje la humedad es de 81.48% entonces:

$$381.96 \text{ g MF} \cdot 3.4467244 \text{ g de agua} = 1316.5 \text{ g de agua contenidos en el MF}$$

Para el **Reactor E** hay:

$$(77.79\% \cdot 9.7434) / 76.36\% = 9.9257 \text{ g de agua} / 3.0165 \text{ g de MF seco}$$

Por lo tanto a cada g de MF seco corresponden 3.2904708 g de agua cuando está humificada al 77.79%

Si el Reactor E fue empacado con 423.87 g de MF seco y si al final del ensayo de drenaje la humedad es de 77.79% entonces:

$$423.87 \text{ g MF} \cdot 3.2904708 \text{ g de agua} = 1394.7 \text{ g de agua contenidos en el MF}$$

Tabla 33. Porcentaje de porosidad en los reactores

	Reactor A	Reactor B	Reactor C	Reactor D	Reactor E
Volumen de agua drenado después de 1200 min (L)	2.05	2.24	1.67	1.92	1.68
Volumen de agua retenido en el MF al final del experimento (L)	1.53	1.30	1.65	1.32	1.39
Volumen Total (L) o Volumen correspondiente a la porosidad in situ	3.57	3.53	3.32	3.23	3.08
Si 4.5L (vol Reactor) = 100%					
3.57 = x					
% Porosidad	79.39	78.50	73.77	71.88	68.34

Determinación de los espacios vacíos en los reactores con respecto al flujo de salida

Para determinar el volumen de los espacios vacíos se utiliza el volumen de agua obtenido de las pruebas de vaciado de cada intervalo de tiempo y graficando la siguiente ecuación:

$$Q = \Delta \text{ volumen} / \Delta \text{ intervalo de tiempo} \quad (3.1)$$

Los datos del volumen acumulado fueron tomados de la tercera prueba de vaciado, ya que después de algunos ensayos de llenado y vaciado el MF toma una mejor estructura, esto permite obtener datos más estables que se ajustan mejor a la curva teórica de espacios vacíos Vs caudal. Con los resultados obtenidos del volumen acumulado en la tercera prueba de vaciado y utilizando la ecuación (3.1), se obtiene el caudal de salida. En las siguientes tablas se muestran los datos de la tercera prueba de vaciado y os resultados de la ecuación (3.1) para cada reactor.

Tabla 34. Cálculo de los espacios vacíos **Reactor A**

REACTOR	Tiempo (min)	Volumen 3ra Corrida mL	Volumen acumulado mL	Q salida L/d
A	0	0	0	0
	1	1172	1172	1687.68
	2	181	1353	260.64
	4	159	1512	114.48
	15	185	1697	24.22
	30	206	1903	19.78
	60	112	2015	5.376
	120	100	2115	2.400
	240	82	2197	0.984
	420	55	2252	0.440
	1200	72	2324	0.133

Tabla 35. Cálculo de los espacios vacíos **Reactor B**

REACTOR	Tiempo (min)	Volumen 3ra Corrida mL	Volumen acumulado mL	Q salida L/d
B	0	0	0	0
	1	623	623	897.12
	2	598	1221	861.12
	4	210	1431	151.20
	15	224	1655	29.32
	30	231	1886	22.18
	60	136	2022	6.528
	120	125	2147	3.000
	240	135	2282	1.620
	420	80	2362	0.640
	1200	150	2512	0.277

Tabla 36. Cálculo de los espacios vacíos **Reactor C**

REACTOR	Tiempo (min)	Volumen 3ra Corrida mL	Volumen acumulado mL	Q salida L/d
C	0	0	0	0
	1	1410	1410	2030.40
	2	151	1561	217.44
	4	134	1695	96.48
	15	222	1917	29.06
	30	87	2004	8.352
	60	68	2072	3.264
	120	47	2119	1.128
	240	24	2143	0.288
	420	18	2161	0.144
	1200	21	2182	0.039

Tabla 37. Cálculo de los espacios vacíos **Reactor D**

REACTOR	Tiempo (min)	Volumen 3ra Corrida mL	Volumen acumulado mL	Q salida L/d
D	0	0	0	0
	1	1144	1144	1647.36
	2	184	1328	264.96
	4	156	1484	112.32
	15	239	1723	31.29
	30	111	1834	10.66
	60	107	1941	5.136
	120	91	2032	2.184
	240	78	2110	0.936
	420	36	2146	0.288
	1200	42	2188	0.078

Tabla 38. Cálculo de los espacios vacíos **Reactor E**

REACTOR	Tiempo (min)	Volumen 3ra Corrida mL	Volumen acumulado mL	Q salida L/d
E	0	0	0	0
	1	1428	1428	2056.32
	2	187	1615	269.28
	4	157	1772	113.04
	15	240	2012	31.42
	30	113	2125	10.85
	60	108	2233	5.184
	120	90	2323	2.160
	240	68	2391	0.816
	420	40	2431	0.320
	1200	42	2473	0.078

Posteriormente se graficó el caudal vs el volumen de espacios vacíos que corresponden al volumen de agua acumulado dentro de los reactores, ajustamos a una curva y obtenemos la ecuación de esa curva con la cual podremos determinar el volumen de espacios vacíos en el reactor. A continuación se muestran las curvas de espacios vacíos para cada uno de los reactores.

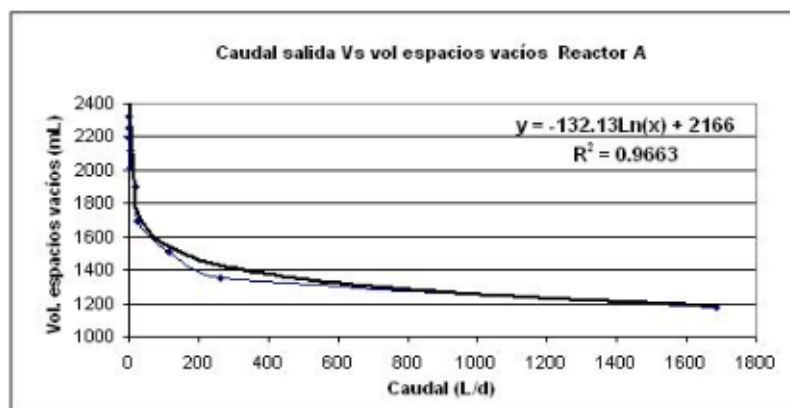


Figura 65. Curva de espacios vacíos del **Reactor A**

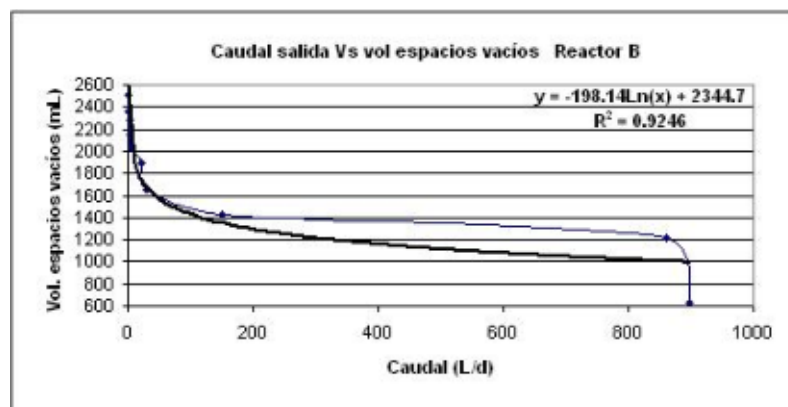


Figura 66. Curva de espacios vacíos del **Reactor B**

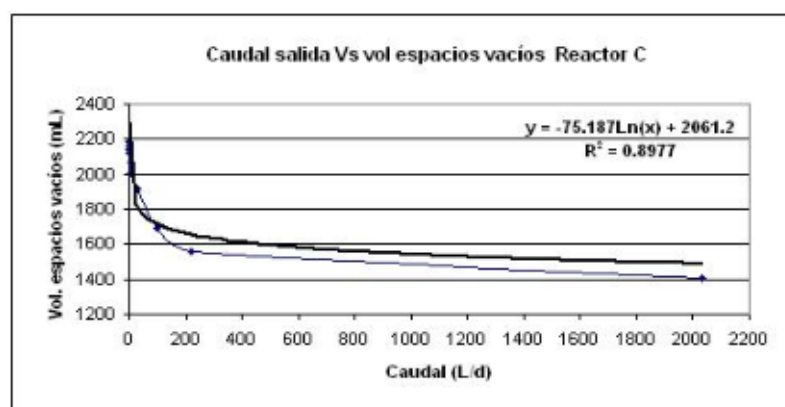


Figura 67. Curva de espacios vacíos del **Reactor C**

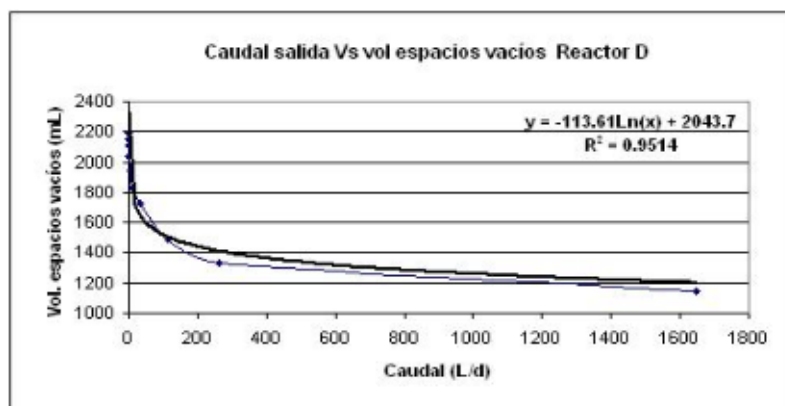


Figura 68. Curva de espacios vacíos del **Reactor D**

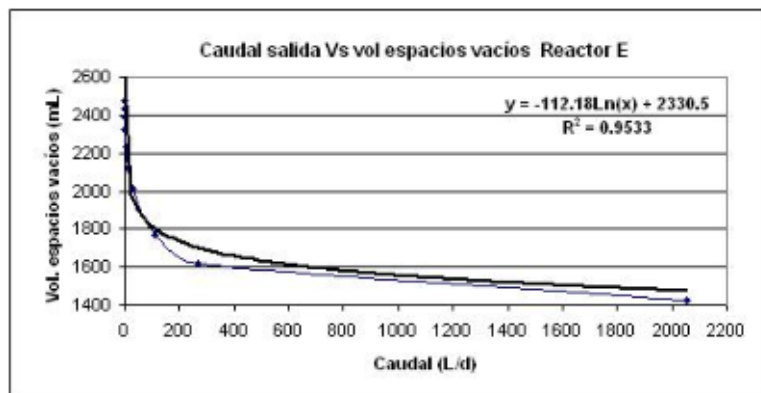


Figura 69. Curva de espacios vacíos del **Reactor E**

A partir de las fórmulas obtenidas en las curvas anteriores, se puede determinar el volumen de espacios vacíos para cualquier caudal y, por diferencia entre el volumen total de agua contenido en la turba (porosidad in situ) y el volumen de espacios vacíos se obtiene el volumen de agua residual en tratamiento. Finalmente, con este datos se puede calcular igualmente el TRH.

Determinación de la carga hidráulica

La carga hidráulica se usa para describir la tasa de flujo del volumen de líquido (caudal) aplicado al MF (turba + pedazos de madera) por el área ocupada por el MF. La carga hidráulica se obtiene utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Carga hidráulica} = Q / \text{VMF} \quad (3.2)$$

Donde:

Carga hidráulica ($\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ MF}/\text{d}^{-1}$)

Q = Caudal de alimentación ($\text{m}^3/\text{día}$)

VMF = Volumen del medio filtrante (m^3)

Ahora bien el volumen de MF en cada reactor es igual a:

$$V = \pi r^2 * H \quad \text{Reactores cilíndricos} \quad (3.3)$$

$$V = 1/3 \pi h (r^2_1 + r^2_2 + r_1 r_2) \quad \text{Reactores cónicos} \quad (3.4)$$

Finalmente obtenemos la carga hidráulica utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Carga hidráulica} = Q / V \text{ MF} \quad (3.5)$$

TABLA 39. Carga hidráulica volumétrica de los reactores

	Reactor A	Reactor B	Reactor C	Reactor D	Reactor E
Carga hidráulica $\text{m}^3 \text{ agua} / \text{m}^3 \text{ MF} / \text{d}^{-1}$	0.79	1.19	0.81	1.05	0.98

Determinación Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)

Para determinar el tiempo de retención hidráulica se utiliza la siguiente ecuación:

$$TRH = V t / Q \quad (3.6)$$

Donde:

TRH = Tiempo de Retención Hidráulica

V t = Volumen total del agua residual en tratamiento (volumen correspondiente a la porosidad – volumen de espacios vacíos)

Q = Caudal (L/día)

Sustituyendo el caudal utilizado (3.74 L/d) en las ecuaciones de la curva de espacios vacíos de cada reactor, obtenemos el volumen de espacios vacíos para este caudal y por diferencia entre el volumen total de agua contenido en la turba y el volumen de espacios vacíos, obtenemos el volumen real de agua residual en tratamiento y sustituyendo el volumen real y el caudal utilizado en la ecuación (3.6) se obtiene el TRH

$$TRH = V t / Q \quad (3.6)$$

En la siguiente tabla se muestra un resumen de los cálculos anteriores para todos los reactores.

TABLA 40. Resumen de los reactores

	Reactor A	Reactor B	Reactor C	Reactor D	Reactor E
Ecuación de espacios vacíos	$y = -132.13\ln(x)+2166$	$y = -198.14\ln(x)+2344.7$	$y = -75.187\ln(x)+2061.2$	$y = -113.61\ln(x)+2043.7$	$y = -112.18\ln(x)+2330.5$
Q (mL/min)	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6
Q (L/d)	3.74	3.74	3.74	3.74	3.74
Volumen de espacios vacíos (L)	1.99	2.08	1.96	1.89	2.18
Volumen correspondiente a la porosidad en situ (L)	3.57	3.53	3.32	3.23	3.08
Volumen real de agua residual en tratamiento (L)	1.58	1.45	1.36	1.34	0.89
TRH = V_{real}/Q (días)	0.42	0.39	0.36	0.36	0.24

ANEXO 4

RESULTADOS DE LA OPERACIÓN DE LOS REACTORES

Resultados de pH durante 150 días de operación

INFLUENTE						EFLUENTE						INFLUENTE						EFLUENTE										
Dia	pH					pH					Dia	pH					Dia	pH					Dia	pH				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E		A	B	C	D	E		A	B	C	D	E						
0	3.48	3.49	3.58	3.58	3.58	7.02	6.07	6.70	6.60	6.40	78	3.70	3.64	3.53	3.67	3.65	7.14	6.73	6.65	7.08	7.15							
1	3.47	3.47	3.58	3.55	3.55	6.45	6.20	6.35	6.40	6.32	77	3.32	3.36	3.30	3.30	3.34	7.00	6.34	6.40	6.68	7.13							
2	3.46	3.45	3.55	3.53	3.52	6.65	6.50	6.55	6.47	6.54	76	3.42	3.45	3.30	3.30	3.70	7.03	6.40	6.68	6.97	7.12							
3	3.45	3.44	3.55	3.51	3.49	6.86	6.50	6.61	6.32	6.40	79	3.39	3.45	3.28	3.25	3.34	7.05	6.35	6.68	7.00	7.08							
4	3.44	3.44	3.54	3.50	3.48	7.05	6.80	6.82	6.61	7.00	80	3.35	3.44	3.25	3.22	3.30	7.08	6.28	6.88	7.03	7.04							
5	3.50	3.45	3.40	3.39	3.42	6.80	6.68	6.65	6.73	6.85	81	3.36	3.26	3.40	3.31	3.32	7.01	6.40	7.00	7.00	7.15							
6	3.48	3.40	3.37	3.35	3.36	6.62	7.27	6.89	6.70	6.81	82	3.37	3.26	3.38	3.28	3.30	7.04	6.38	6.88	6.97	7.13							
7	3.16	3.23	3.33	3.25	3.26	6.82	6.64	6.60	6.65	6.70	83	3.38	3.24	3.37	3.25	3.28	7.08	6.33	6.75	6.65	7.12							
8	3.27	3.22	3.33	3.25	3.26	6.33	6.65	6.67	6.54	6.58	84	3.58	3.40	3.58	3.40	3.32	7.15	6.33	6.70	7.04	7.15							
9	3.27	3.30	3.28	3.38	3.50	7.90	7.84	7.72	7.80	7.88	85	3.25	3.38	3.40	3.38	3.25	7.13	6.30	6.58	6.65	7.11							
10	4.32	4.37	4.36	4.53	4.65	7.77	7.61	7.57	7.69	7.78	86	3.27	3.40	3.42	3.40	3.28	7.08	6.24	6.60	6.80	7.14							
11	3.43	3.44	3.44	3.42	3.41	7.55	7.54	7.46	7.75	7.65	87	3.30	3.41	3.45	3.42	3.30	7.05	6.15	6.82	6.75	7.14							
12	3.50	3.49	3.50	3.45	3.44	7.45	7.40	7.38	7.65	7.58	88	3.30	3.37	3.15	3.25	3.36	6.96	6.65	6.74	7.01	7.08							
13	2.62	2.60	2.60	2.56	2.54	6.80	6.60	6.50	6.52	6.41	89	3.55	3.45	3.22	3.35	3.49	7.01	6.60	6.64	6.82	7.01							
14	3.33	3.33	3.30	3.48	3.41	6.75	6.84	7.10	6.77	6.75	90	3.53	3.48	3.25	3.38	3.47	7.04	6.80	6.72	6.81	7.05							
15	3.10	3.18	3.13	3.37	3.37	6.70	6.75	6.95	6.70	6.65	91	3.50	3.52	3.28	3.40	3.48	7.08	7.00	6.80	6.80	7.09							
16	3.11	3.12	3.09	3.32	3.33	6.90	6.80	6.62	6.54	6.22	92	3.10	3.35	3.35	3.28	3.33	7.00	6.60	6.58	6.74	7.08							
17	3.40	3.37	3.42	3.47	3.48	6.52	6.64	6.49	6.01	6.29	93	3.27	3.44	3.45	3.38	3.42	7.04	6.78	6.68	6.72	7.04							
18	3.46	3.43	3.45	3.48	3.52	6.97	6.95	6.80	6.53	6.70	94	3.35	3.52	3.50	3.44	3.50	7.08	6.76	6.78	6.77	7.02							
19	3.20	3.20	3.18	3.20	3.10	6.98	6.87	6.76	6.90	6.84	95	3.27	3.52	3.52	3.44	3.50	7.09	6.68	6.65	6.74	7.15							
20	3.17	3.16	3.14	3.20	3.08	6.95	6.89	6.65	6.65	6.48	96	3.34	3.33	3.38	3.33	3.38	7.10	6.84	6.90	6.88	6.92							
21	3.44	3.38	3.33	3.35	3.20	7.08	7.33	7.08	7.00	6.50	97	3.38	3.30	3.35	3.38	3.40	7.00	6.74	6.72	6.82	7.08							
22	3.17	3.15	3.14	3.10	3.14	7.10	7.35	7.10	7.05	6.55	98	3.40	3.26	3.34	3.40	3.42	7.04	6.74	6.71	6.66	7.11							
23	3.14	3.11	3.11	3.05	3.09	6.95	7.01	7.01	7.03	6.71	99	3.22	3.37	3.42	3.40	3.42	7.08	6.75	6.70	6.60	7.14							
24	3.11	3.08	3.06	3.03	3.07	6.89	6.85	7.04	7.04	6.94	100	3.25	3.33	3.41	3.37	3.40	7.04	6.66	6.64	6.60	7.15							
25	3.24	3.12	3.02	3.20	3.05	7.10	7.07	6.72	7.21	7.30	101	3.20	3.33	3.40	3.34	3.36	7.02	6.97	6.55	6.60	7.15							
26	3.11	3.09	2.98	3.21	3.01	6.87	6.80	6.86	6.62	6.71	102	3.28	3.35	3.41	3.35	3.38	7.09	6.95	6.55	6.58	7.10							
27	3.10	3.07	2.95	3.18	3.00	6.95	6.95	7.00	6.90	6.95	103	3.28	3.36	3.42	3.36	3.39	7.15	6.95	6.80	6.50	7.05							
28	3.08	3.03	2.93	3.14	2.95	7.03	7.16	7.18	7.30	7.28	104	3.35	3.44	3.51	3.45	3.49	7.36	7.23	6.70	6.75	7.20							
29	3.11	3.18	3.28	3.10	3.17	6.70	6.65	7.05	7.12	7.00	105	3.30	3.30	3.36	3.30	3.35	7.30	7.20	6.68	6.70	7.18							
30	3.10	3.18	3.28	3.10	3.15	6.75	6.95	7.08	7.08	7.10	106	3.28	3.25	3.32	3.24	3.25	7.22	7.14	6.70	6.75	7.18							
31	3.07	3.16	3.27	3.10	3.15	6.83	7.35	7.10	7.02	7.24	107	3.26	3.22	3.30	3.21	3.22	7.30	7.10	6.70	6.71	7.12							
32	3.10	3.20	3.15	3.20	3.20	7.24	7.25	7.16	6.98	6.61	108	3.44	3.46	3.40	3.34	3.38	7.28	7.07	6.72	6.75	7.07							
33	3.01	2.90	2.95	3.03	3.06	6.94	7.06	6.76	6.92	7.02	109	3.57	3.58	3.50	3.45	3.50	7.38	7.20	6.80	6.70	7.20							
34	3.06	2.86	3.01	3.09	3.11	6.75	7.00	6.73	6.95	6.98	110	3.51	3.47	3.38	3.30	3.36	7.34	7.20	6.80	6.60	7.24							
35	3.20	2.95	3.22	3.18	3.18	6.50	6.90	6.70	6.98	6.90	111	3.43	3.45	3.42	3.38	3.42	7.24	7.08	6.81	7.01	7.18							
36	3.15	2.92	3.21	3.17	3.16	6.60	6.90	6.60	6.95	6.92	112	3.42	3.44	3.43	3.31	3.38	7.10	7.07	6.84	6.53	7.13							
37	3.13	2.91	3.20	3.16	3.16	6.85	6.90	6.90	6.98	6.95	113	3.48	3.47	3.44	3.35	3.43	7.42	7.38	6.80	6.80	7.34							
38	3.20	3.15	3.20	3.15	3.15	6.90	6.90	7.18	6.97	6.95	114	3.48	3.46	3.43	3.35	3.42	7.34	7.30	6.82	6.68	7.15							
39	3.22	3.13	3.15	3.16	3.16	6.86	6.83	6.50	7.07	6.97	115	3.48	3.48	3.42	3.35	3.42	7.27	7.22	6.84	6.73	7.04							
40	3.13	3.09	3.09	3.04	3.15	6.95	6.92	6.87	6.90	6.60	116	3.50	3.50	3.44	3.38	3.44	7.27	7.22	6.84	6.73	7.04							
41	3.25	3.28	3.35	3.30	3.34	7.02	6.92	6.95	7.12	7.02	117	3.52	3.51	3.44	3.40	3.45	7.28	7.28	6.78	6.65	7.06							
42	3.20	3.14	3.26	3.19	3.28	6.95	6.95	6.50	7.07	6.98	118	3.41	3.44	3.43	3.40	3.44	7.30	7.24	6.68	6.54	7.12							
43	3.23	3.20	3.28	3.23	3.33	7.10	6.90	6.81	7.02	6.35	119	3.42	3.42	3.42	3.38	3.43	7.28	7.22	6.64	6.48	7.06							
44	3.30	3.20	3.27	3.25	3.32	7.08	6.92	6.68	7.05	6.55	120	3.44	3.44	3.40	3.37	3.40	7.22	7.16	6.61	6.42	7.00							
45	3.35	3.20	3.27	3.28	3.31	7.11	6.95	6.70	7.04	6.60	121	3.46	3.43	3.40	3.34	3.40	7.19	7.09	6.56	6.38	6.95							
46	3.28	3.14	3.10	3.26	3.31	6.98	6.80	6.61	7.00	6.84	122	3.46	3.44	3.40	3.30	3.36	7.18	7.02	6.50	6.33	6.88							
47	3.42	3.25	3.30	3.25	3.42	7.00	6.90	6.56	6.90	7.01	123	3.50	3.50	3.47	3.40	3.43	7.16	7.02	6.42	6.52	6.98							
48	3.28	3.36	3.35	3.35	3.10	7.11	6.80	6.66	7.12	7.02	124	3.53	3.52	3.50	3.42	3.44	7.18	7.05	6.92	6.72	6.92							
49	3.40	3.48	3.50	3.42	3.18	7.10	6.82	6.58	7.15	6.97	125	3.56	3.58	3.52	3.43	3.44	7.02	7.09	6.84	6.66	7.04							
50	3.23	3.28	3.34	3.30	3.05	7.00	6.63	6.62	7.05	6.94	126	3.43	3.46	3.46	3.44	3.42	6.82	7.12	6.58	6.32	7.16							
51	3.42	3.43	3.15	3.33	3.40	6.98	6.84	6.65	6.90	6.88	127	3.41	3.46	3.45	3.44	3.41	6.85	7.07	6.55	6.35	7.04							
52	3.54	3.51	3.15	3.38	3.45	7.07	6.41	6.48	7.07	6.94	128	3.43	3.47	3.48	3.46	3.43	6.94	7.10	6.52	6.40	6.92							
53	3.55	3.52	3.20	3.40	3.47	7.02	6.42	6.47																				

Resultados de Color (mg/L) durante 150 días de operación

Dia	INFLUENTE					EFLUENTE					INFLUENTE					EFLUENTE					
	Color					Color					Color					Color					
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E		A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
0	295.00	290.00	290.40	293.60	300.00	1.01	1.10	1.11	1.05	1.00	76	284.00	316.00	380.00	308.00	315.00	141.80	160.30	206.50	177.00	177.50
1	293.00	289.50	286.60	293.10	300.00	1.00	1.25	1.85	1.55	1.05	77	290.00	311.90	380.00	312.00	310.00	145.00	165.00	212.30	175.50	178.50
2	290.00	287.00	283.40	292.50	300.00	1.10	1.43	3.40	1.96	1.13	78	290.00	311.90	380.00	312.00	310.00	138.00	163.50	198.00	166.00	164.40
3	287.00	286.50	281.00	292.00	300.00	1.01	1.65	4.42	2.81	1.20	79	290.00	311.90	380.00	312.00	310.00	138.00	160.10	200.30	163.20	167.20
4	285.60	284.40	279.80	290.30	299.60	2.58	5.58	21.80	14.10	2.04	80	290.00	311.90	380.00	312.00	310.00	137.90	162.55	202.30	161.80	168.90
5	79.40	76.90	106.50	117.05	113.70	2.85	7.73	18.65	13.38	1.96	81	295.00	300.00	350.00	310.00	307.50	145.00	162.70	210.30	173.00	170.00
6	76.80	76.10	109.20	116.85	113.30	3.51	9.01	16.11	12.90	2.93	82	295.00	300.00	350.00	310.00	307.50	141.80	163.00	211.10	163.20	172.50
7	114.25	115.10	114.78	114.81	115.54	2.87	4.55	13.09	12.03	2.87	83	295.00	300.00	350.00	310.00	307.50	140.30	168.80	212.90	162.50	170.20
8	112.70	119.00	114.20	115.45	116.90	2.96	4.97	15.45	14.34	3.00	84	295.00	300.00	350.00	310.00	307.50	150.00	163.10	215.30	160.00	160.00
9	100.80	100.30	104.80	97.90	100.70	4.02	9.08	21.35	16.42	4.86	85	294.00	291.80	351.00	314.00	317.00	140.00	166.00	218.30	170.10	163.00
10	97.80	97.90	100.70	92.68	96.36	3.75	8.88	20.60	17.95	4.37	86	294.00	291.80	351.00	314.00	317.00	140.00	164.00	220.30	169.00	160.00
11	185.30	188.60	183.90	184.20	188.10	3.77	7.53	6.26	5.48	3.25	87	294.00	291.80	351.00	314.00	317.00	140.00	162.20	223.40	166.90	178.50
12	184.60	188.10	183.40	183.70	187.60	3.23	6.48	5.96	4.65	3.15	88	293.00	285.00	336.00	308.50	308.10	142.00	160.10	222.30	170.00	179.00
13	184.50	183.00	183.35	158.40	180.40	2.83	5.15	5.85	4.30	3.05	89	293.00	285.00	336.00	308.50	308.10	145.00	160.30	218.30	175.00	160.00
14	184.20	171.40	171.30	164.30	162.20	2.98	5.96	5.85	4.70	2.75	90	293.00	285.00	336.00	308.50	308.10	140.00	165.40	219.30	167.10	178.50
15	181.80	165.00	166.70	164.00	158.05	3.20	4.26	9.50	8.05	3.15	91	293.00	285.00	336.00	308.50	308.10	141.10	164.90	224.30	163.00	178.00
16	185.40	181.40	190.70	184.45	184.80	3.50	4.60	14.80	10.30	3.55	92	315.00	303.80	340.00	308.00	305.50	145.00	161.50	224.30	171.90	185.60
17	185.10	181.25	196.50	184.35	184.60	3.65	5.15	20.65	15.30	4.00	93	315.00	303.80	340.00	308.00	305.50	142.00	160.00	224.30	170.40	181.20
18	185.10	181.25	196.50	184.35	184.60	4.50	7.40	27.50	21.80	5.15	94	315.00	303.80	340.00	308.00	305.50	141.00	160.30	218.30	170.00	178.80
19	176.30	197.30	207.10	203.30	190.50	8.90	8.80	31.60	23.10	6.50	95	315.00	303.80	340.00	308.00	305.50	144.80	162.00	225.30	178.00	181.00
20	169.80	190.30	206.00	201.80	182.50	4.80	10.80	37.20	28.40	6.90	96	308.00	300.50	332.00	317.00	314.50	140.00	164.00	224.30	176.00	180.00
21	170.00	190.10	204.00	201.40	185.50	5.75	15.45	41.50	33.05	10.10	97	308.00	300.50	332.00	317.00	314.50	145.10	165.55	225.30	165.80	180.00
22	165.10	204.10	215.80	211.90	173.10	6.30	18.50	48.70	36.75	14.30	98	308.00	300.50	332.00	317.00	314.50	144.80	162.40	224.30	176.80	185.20
23	164.20	201.30	213.10	208.40	176.50	8.90	22.40	51.90	38.50	16.05	99	295.00	310.00	344.00	311.80	316.70	144.80	160.30	218.30	176.80	184.10
24	163.00	197.00	210.00	208.00	174.00	7.70	26.90	56.30	40.70	17.05	100	295.00	310.00	344.00	311.80	316.70	140.00	164.00	221.30	176.00	179.80
25	201.50	207.10	228.40	216.30	214.00	16.30	35.00	66.90	47.60	19.80	101	295.00	310.00	344.00	311.80	316.70	127.00	169.30	228.30	176.00	178.40
26	201.50	207.10	228.40	216.30	214.00	11.20	37.20	62.20	50.60	21.30	102	290.50	307.65	340.30	308.40	310.00	125.00	163.30	201.90	152.70	168.80
27	201.50	207.10	228.40	216.30	214.00	11.40	35.60	59.40	48.70	22.30	103	290.50	307.65	340.30	308.40	310.00	124.00	160.30	218.30	157.00	171.00
28	195.00	210.00	230.00	205.00	205.00	11.70	34.90	57.70	46.40	25.10	104	290.50	307.65	340.30	308.40	310.00	122.50	158.20	230.30	154.00	173.70
29	195.00	210.00	230.00	205.00	205.00	17.55	45.90	55.16	65.55	32.70	105	276.70	304.55	334.80	301.70	304.40	118.00	153.00	201.80	150.00	165.60
30	195.00	210.00	230.00	205.00	205.00	21.40	43.20	56.90	78.00	38.10	106	276.70	304.55	334.80	301.70	304.40	116.20	159.10	205.30	148.80	168.50
31	188.00	216.50	225.40	199.70	197.70	23.10	41.40	58.40	65.05	42.80	107	276.70	304.55	334.80	301.70	304.40	115.10	160.10	203.30	148.80	165.40
32	195.00	243.80	231.80	212.20	195.40	31.50	84.50	81.70	90.70	45.70	108	270.00	300.00	330.00	295.00	301.00	114.00	167.30	198.70	145.70	163.30
33	195.00	243.80	231.80	211.90	195.30	32.50	69.50	80.80	80.80	42.80	109	270.00	300.00	330.00	295.00	301.00	109.20	166.30	208.50	146.50	161.40
34	195.00	243.80	231.80	211.00	195.00	35.80	64.80	84.20	85.70	44.80	110	270.00	300.00	330.00	295.00	301.00	114.60	160.60	195.35	144.40	153.00
35	199.00	225.00	241.90	225.00	200.00	36.70	73.70	89.30	71.50	47.90	111	273.30	296.80	313.30	294.20	286.75	105.90	159.90	191.30	137.05	148.40
36	199.00	225.00	241.90	225.00	200.00	42.30	72.10	90.80	74.50	51.90	112	273.30	296.80	313.30	294.20	286.75	98.50	157.30	211.50	127.60	128.40
37	197.00	224.00	241.30	222.50	200.00	45.80	71.80	108.80	78.40	57.40	113	273.30	296.80	313.30	294.20	286.75	102.60	149.40	205.20	134.30	142.30
38	214.00	221.00	242.00	224.70	222.30	48.80	71.10	117.20	89.90	61.30	114	267.10	293.80	301.30	290.00	272.00	102.80	146.50	192.40	137.60	148.20
39	214.00	221.00	242.00	224.70	222.30	49.45	73.55	115.36	83.50	63.90	115	267.10	293.80	301.30	290.00	272.00	103.30	144.50	188.30	135.10	145.30
40	214.00	221.00	242.00	224.70	222.30	58.60	82.30	114.20	85.20	70.10	116	267.10	293.80	301.30	290.00	272.00	103.00	146.00	190.50	140.00	147.50
41	214.50	229.50	256.60	235.70	222.40	66.60	89.80	121.40	96.40	77.20	117	267.10	293.80	301.30	290.00	272.00	103.50	146.80	194.35	138.20	142.80
42	214.50	229.50	256.60	235.70	222.40	68.40	77.11	118.20	85.10	72.08	118	293.30	306.40	344.70	296.55	281.64	103.15	145.15	181.25	137.26	137.90
43	214.50	229.50	256.60	235.70	222.40	62.00	85.30	133.00	93.10	83.50	119	293.30	306.40	344.70	296.55	281.64	103.75	146.80	176.50	134.35	134.30
44	214.50	229.50	256.60	235.70	222.40	66.85	88.70	136.80	97.45	86.40	120	293.30	306.40	344.70	296.55	281.64	96.80	137.10	172.15	135.85	131.30
45	224.60	242.50	270.60	249.90																	

Resultados de DQO (mg/L) durante 150 días de operación

INFLUENTE						EFLUENTE						INFLUENTE						EFLUENTE					
	DQO						DQO						DQO						DQO				
Día	A	B	C	D	E		A	B	C	D	E	Día	A	B	C	D	E		A	B	C	D	E
0	1050.0	2440.0	1930.0	1770.0	1715.0	104.20	101.30	82.70	80.40	71.50	76	193.00	200.00	216.00	203.50	204.70	169.80	179.90	169.00	162.30	170.00		
1	1050.0	2440.0	1930.0	1770.0	1715.0	100.25	107.80	58.45	72.65	63.20	77	214.00	207.00	218.00	211.10	200.00	180.00	166.80	195.00	190.00	162.50		
2	1050.0	2440.0	1930.0	1770.0	1715.0	98.30	113.20	53.70	57.70	55.50	78	214.00	207.00	218.00	211.10	200.00	180.00	166.80	195.00	190.00	162.50		
3	1050.0	2440.0	1930.0	1770.0	1715.0	72.80	99.50	88.15	72.80	89.30	79	214.00	207.00	218.00	211.10	200.00	180.00	166.80	195.00	190.00	162.50		
4	197.60	128.00	250.60	160.40	107.00	59.10	71.90	85.40	67.55	84.90	80	214.00	207.00	218.00	211.10	200.00	180.00	166.80	195.00	190.00	162.50		
5	197.60	128.00	250.60	160.40	107.00	60.45	81.25	80.10	57.80	58.30	81	193.40	190.00	208.00	200.00	194.00	160.00	160.00	200.00	179.90	176.00		
6	72.10	79.40	77.60	65.60	91.50	57.30	58.90	50.05	33.55	33.80	82	193.40	190.00	208.00	200.00	194.00	160.00	160.00	200.00	179.90	176.00		
7	174.60	187.60	277.50	250.80	175.00	154.70	179.60	282.00	218.00	155.55	83	193.40	190.00	208.00	200.00	194.00	160.00	160.00	200.00	179.90	176.00		
8	174.60	187.60	277.50	250.80	175.00	156.90	100.30	102.30	243.50	156.60	84	193.40	190.00	208.00	200.00	194.00	160.00	160.00	200.00	179.90	176.00		
9	174.60	187.60	277.50	250.80	175.00	132.80	91.60	98.75	212.80	106.60	85	215.35	197.30	240.00	220.00	208.00	163.00	172.00	211.00	182.00	178.00		
10	174.60	187.60	277.50	250.80	175.00	105.60	82.40	92.30	195.10	91.30	86	215.35	197.30	240.00	220.00	208.00	163.00	172.00	211.00	182.00	178.00		
11	183.12	172.00	173.50	182.00	172.00	85.60	90.60	88.60	136.40	85.40	87	215.35	197.30	240.00	220.00	208.00	163.00	172.00	211.00	182.00	178.00		
12	183.12	172.00	173.50	182.00	172.00	56.40	94.45	81.85	102.55	68.75	88	208.50	189.60	210.80	209.40	198.50	160.00	141.60	182.80	194.50	167.90		
13	200.15	133.00	138.30	176.40	208.05	60.05	110.40	90.90	68.20	55.80	89	208.50	189.60	210.80	209.40	198.50	160.00	141.60	182.80	194.50	167.90		
14	117.70	121.55	124.00	118.00	110.10	65.80	82.50	81.30	60.80	45.30	90	208.50	189.60	210.80	209.40	198.50	160.00	141.60	182.80	194.50	167.90		
15	117.70	121.55	124.00	118.00	110.10	65.00	82.00	81.00	60.40	45.00	91	208.50	189.60	210.80	209.40	198.50	160.00	141.60	182.80	194.50	167.90		
16	134.40	134.80	145.20	123.10	133.10	68.25	86.10	72.30	71.80	65.40	92	204.00	225.00	226.00	221.00	225.00	172.40	161.00	198.00	190.00	162.00		
17	134.40	134.80	145.20	123.10	133.10	68.25	86.10	72.30	71.80	65.40	93	204.00	225.00	226.00	221.00	225.00	172.40	161.00	198.00	190.00	162.00		
18	134.40	134.80	145.20	123.10	133.10	68.25	86.10	72.30	71.80	65.40	94	204.00	225.00	226.00	221.00	225.00	172.40	161.00	198.00	190.00	162.00		
19	120.50	125.20	300.20	181.50	198.20	64.80	80.40	110.40	83.70	83.70	95	204.00	225.00	226.00	221.00	225.00	172.40	161.00	198.00	190.00	162.00		
20	120.50	125.20	300.20	181.50	198.20	64.80	80.40	110.40	83.70	83.70	96	205.00	201.60	205.30	250.00	212.90	162.80	160.80	194.40	205.00	178.60		
21	120.50	125.20	300.20	181.50	198.20	64.80	80.40	110.40	83.70	83.70	97	205.00	201.60	205.30	250.00	212.90	162.80	160.80	194.40	205.00	178.60		
22	330.40	320.10	145.00	147.40	195.00	73.70	88.90	111.70	107.30	87.30	98	205.00	201.60	205.30	250.00	212.90	162.80	160.80	194.40	205.00	178.60		
23	330.40	320.10	145.00	147.40	195.00	73.70	88.90	111.70	107.30	87.30	99	198.00	194.40	220.00	200.00	205.00	168.00	164.00	184.00	172.00	177.00		
24	330.40	320.10	145.00	147.40	195.00	73.70	88.90	111.70	107.30	87.30	100	198.00	194.40	220.00	200.00	205.00	168.00	164.00	184.00	172.00	177.00		
25	142.00	152.00	160.00	300.00	150.00	70.00	92.00	130.00	148.00	92.00	101	198.00	194.40	220.00	200.00	205.00	168.00	164.00	184.00	172.00	177.00		
26	142.00	152.00	160.00	300.00	150.00	70.00	92.00	130.00	148.00	92.00	102	201.20	197.40	216.80	202.70	205.90	168.00	164.00	184.00	172.00	177.00		
27	142.00	152.00	160.00	300.00	150.00	70.00	92.00	130.00	148.00	92.00	103	201.20	197.40	216.80	202.70	205.90	167.00	165.00	180.00	182.00	177.00		
28	142.00	152.00	160.00	300.00	150.00	76.20	108.00	98.00	120.00	90.00	104	201.20	197.40	216.80	202.70	205.90	167.00	165.00	180.00	182.00	177.00		
29	133.00	146.00	132.00	260.00	133.00	76.20	108.00	98.00	120.00	90.00	105	199.40	195.30	218.90	203.05	205.65	157.30	165.90	176.00	196.00	175.60		
30	133.00	146.00	132.00	260.00	133.00	76.20	108.00	98.00	120.00	90.00	106	199.40	195.30	218.90	203.05	205.65	157.30	165.90	176.00	196.00	175.60		
31	133.00	146.00	132.00	260.00	133.00	73.00	92.00	102.00	92.00	90.00	107	199.40	195.30	218.90	203.05	205.65	157.30	165.90	176.00	196.00	175.60		
32	134.20	155.00	155.15	160.00	135.30	73.00	92.00	102.00	92.00	90.00	108	197.40	195.90	217.50	205.50	206.80	181.80	166.40	182.40	190.50	171.40		
33	134.20	155.00	155.15	160.00	135.30	84.00	88.50	109.50	94.10	88.30	109	197.40	195.90	217.50	205.50	206.80	181.80	166.40	182.40	190.50	171.40		
34	134.20	155.00	155.15	160.00	135.30	84.00	88.50	109.50	94.10	88.30	110	197.40	195.90	217.50	205.50	206.80	181.80	166.40	182.40	190.50	171.40		
35	131.00	160.00	161.00	160.00	133.00	97.00	125.00	122.00	120.00	107.00	111	200.70	200.60	216.70	218.50	207.00	168.80	166.40	198.70	194.30	183.20		
36	131.00	160.00	161.00	160.00	133.00	97.00	125.00	122.00	120.00	107.00	112	200.70	200.60	216.70	218.50	207.00	168.80	166.40	198.70	194.30	183.20		
37	153.80	141.30	156.20	193.50	136.00	89.00	96.70	128.00	145.00	115.00	113	200.70	200.60	216.70	218.50	207.00	168.80	166.40	198.70	194.30	183.20		
38	153.80	141.30	156.20	193.50	136.00	100.00	105.00	134.50	132.40	110.00	114	207.65	198.75	218.60	220.40	210.35	169.80	164.20	195.80	175.30	160.10		
39	153.80	141.30	156.20	193.50	136.00	100.00	105.00	134.50	132.40	110.00	115	207.65	198.75	218.60	220.40	210.35	169.80	164.20	195.80	175.30	160.10		
40	154.10	150.00	162.20	147.80	136.40	100.60	125.50	154.00	135.10	115.90	116	207.65	198.75	218.60	220.40	210.35	169.80	164.20	195.80	175.30	160.10		
41	154.10	150.00	162.20	147.80	136.40	100.60	125.50	154.00	135.10	115.90	117	207.65	198.75	218.60	220.40	210.35	169.80	164.20	195.80	175.30	160.10		
42	154.10	150.00	162.20	147.80	136.40	100.80	125.50	154.00	135.10	115.90	118	215.80	200.00	212.20	208.40	220.00	174.70	191.40	194.55	200.00	169.80		</

ANEXO 5

RESULTADOS ANVA COMPARACIÓN DE LOS REACTORES

TABLA 41. Cuadro ANVA reactor A vs B Color

A N V A				
fv	gl	SC	CM	F
media	1	2720145.93	2720145.93	
trat	2	43819.49	21909.74	8.52
EE	297	764198.95	2573.06	
TOTAL	300	3528164.37		
fc	8.52			
Desviación estandar de todas las medias de tratamientos	4.14	F 0.99, 4, 297 =	3.32	Valor de tablas Ostle et al, 1979
		Fc 8.52 >> 3.32		H ₀ no se acepta

TABLA 42. Cuadro ANVA reactor A vs C Color

A N V A				
fv	gl	SC	CM	F
media	1	4001543.72	4001543.72	
trat	2	314082.28	157041.14	44.43
EE	297	1049725.56	3534.43	
TOTAL	300	5365351.56		
fc	44.43			
Desviación estandar de todas las medias de tratamientos	4.85	F 0.99, 4, 297 =	3.32	Valor de tablas Ostle et al, 1979
		Fc 44.43 >> 3.32		H ₀ no se acepta

TABLA 43. Cuadro ANVA reactor A vs D Color

A N V A				
fv	gl	SC	CM	F
media	1	2930744.38	2930744.38	
trat	2	73976.52	36988.26	14.45
EE	297	760016.76	2558.98	
TOTAL	300	3764737.66		
fc	14.45			
Desviación estandar de todas las medias de tratamientos	4.13	F 0.99, 4, 297 =	3.32	Valor de tablas Ostle et al, 1979
		Fc 14.45 >> 3.32		H ₀ no se acepta

TABLA 44. Cuadro ANVA reactor A vs E Color

A N V A				
fv	gl	SC	CM	F
media	1	2784962.06	2784962.06	
trat	2	52379.24	26189.62	8.68
EE	297	895699.94	3015.82	
TOTAL	300	3733041.25		
fc	8.68			
Desviación estandar de todas las medias de tratamientos	4.48	F 0.99, 4, 297 =	3.32	Valor de tablas Ostle et al, 1979
		Fc 8.68 >> 3.32		H ₀ no se acepta

A 10. BLIOGRAFÍA

1. Ander, P. y Marzullo, L. (1997). Sugar oxidoreductases and veratryl alcohol oxidase as related to lignin degradation. *J. Biotechnol.*, **53**, 115-131.
2. Anliker R. y Moser P. (1987). The limits of bioaccumulation of organic pigments in fish: Their relation to the partition coefficient and the solubility in water and octanol. *Ecotoxicology and Environ. Safety* **13**, 43-52.
3. APHA, WWA, WPCF. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. 18 ed. New York.
4. Bélanger, G. and P. Tlabot (1992). Biofiltration á base de tourbe pour le traitement des eaux usées des petites municipalités, 15th Int. Symp. On Wastewater Treatment, Nov, 17-19, Montreal, Canada.
5. Bishop, P. (1996). The Biodegradation of Textiles Dyes Using Biofilm Treatment Systems. En: Kuppusamy, I. Y Briones, R. (Eds) *Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales*. **1**, 1-10 UNAM, Instituto de Ingeniería, Marzo 26 y 17. México, D.F.
6. Brown M. A., De Vito S. C. (1993). Predicting azo dye toxicity. *Critical Reviews in Environ. Sci. and Tech.*, **23**(3), 249-324.
7. Buelna, G. (1994). La biofiltración en lecho orgánico: una novedosa alternativa para el tratamiento de efluentes industriales y de pequeños municipios". II Congreso y exposición internacional de la industria del medio ambiente.
8. Buelna, G. (2004). Désodorisation du lisier de porc par le procédé BIOSOR. *Vecteur Environnement* **37**(2), 55-60.
9. Buelna, G. and Bélanger (1989). Peat based Biofilters for Municipal Wastewater Treatment: Choice of Peat. Int. Symp. On Future Application of Peat, Aug. 6-10, Québec, Canada. *Proceedings of the Canadian Society of Peat and Peatlands (CSPP)*, **2**, 122-126.
10. Buitrón, G. (1996). Biodegradación Aerobia de Compuestos Xenobióticos. En: Kuppusamy, I. Y Briones, R. (Eds) *Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales*. **1**, 1-10 UNAM, Instituto de Ingeniería, Marzo 26 y 17. México, D.F.
11. Bumpus, J. A. y Brock, B. J. (1998). Biodegradation of Cristal Violet by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Color index*. Vol. 1 y 2, The society of dyers and colourists.
12. Cerniglia, C., Freeman, J. Franklin, W. y Pack, L. (1982). Metabolism of benzidine and benzidine-congener based dyes by human, monkey and rat intestinal bacteria. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* **107**, 1224-1229.
13. Clarke E.A. y Anliker R. (1980). *Organic dyes and pigments*. Handbook of Environmental Chemistry, Springer Verlag.
14. Colour Index (1971), Society of Dyers and Colourists and American Association of Textile Chemists and Colorist (AATCC). 3a. Edición. Vol. 2 y 4. Gran Bretaña.
15. Collishaw P. Cunningham D. y Lindsay P. (1992). The changing world textile market, in Book of papers, international Conference and Exhibition, October 4-7 Atlanta Georgia, American Association of textile Chemists and Colorist, 63-69.
16. Comisión Nacional del Agua (CNA) (2004) Estadísticas del agua en México.

-
17. Combes, R. y Haveland-Smith, R. (1982). A review of genotoxicity of food, drug and cosmetic colours and other azo, triphenylmethane and xanthene dyes. *Mutant. Res.*, 98-101.
 18. Coulliard D. (1994). The use of peat in wastewater treatment. *Wat. Res.*, **28**, 1261-1274.
 19. Coupal B. And Lalancette J. M. (1976). The treatment of wastewaters with peat moss. *Wat. Res.*, **10**, 1071-1076.
 20. Cripps, C., Bumpus, J. A., Aust, S. D. (1990). Biodegradation of azo and heterocyclic dyes by *Phanerochaete chrysosporium*, *Appl. Environ. Microbiol.*, **56**, 1114-1118.
 21. Crites y Tchobanoglous (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Mc. Graw Hill (ed.).
 22. Cruz, A. y Buitrón, G. (2001). Biodegradation of disperse blue 79 using sequenced anaerobic/aerobic biofilters. *Wat. Sci. and Tech.*, **44** (4), 159-166.
 23. Curtis, H., Barnes, S. y Schnek. (2000). Los Hongos. En: Flores G. (ed). *Biología*. Ed. Médica, Panamericana. México. 1491 pp.
 24. Dávila, S.; Moeller, Ch.; Garzón, Z. y Farfán, G. (2003). Fungal Color Reduction of Azo Dyes in Wastewater. *Memorias de la IWA Conference on Environmental Biotechnology*. Kuala Lumpur, Malasia. Dic. 9 y 10.
 25. Dávila, S. (2005). Degradación fúngica del colorante diazo: Naranja Azo 24. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Programa de Maestría y Doctorado Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
 26. Diario Oficial de La Comisión de las Comunidades Europeas (1999).
 27. EPA, Environmental Protection Agency. (1995). Best Management Practices for Pollution Prevention in the Textile Industry. Office of Research and Development.
 28. EPA, Environmental Protection Agency. (1997) .Profile of the Textile Industry. Sector Notebook Project.
 29. Estrada-Arriaga E.B. y García-Sánchez L. (2004). Biodegradación del 1,2 Dicloroetano de aguas residuales de la industria petroquímica por biofiltración sobre medio orgánico. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
 30. Famham, R. S. y Brown, J. L. (1972). Advanced Wastewater Treatment Using Organic and Inorganic Materials. Part I Use of Peat and Peat-Sand Filtration Media. *Proc, 4th Int. Peat Congress*, June 25-30, Ontaniemi, Finland. IV : 271-286.
 31. Fogler, H. S. (2001). Elementos de ingeniería de las reacciones químicas, Ed. Prentice Hall. 3^a ed.
 32. Gali, J (1990). Peat-sand filter: *a proposed stormwater management practice for urbanized areas*. Prepared for the coordinated Anacostia Retrofit Program and Office of Policy and Planning, D.C. Department of Public Works.
 33. Garzón, Z. (2001). Mécanismes d'enlèvement de l'azote du lisier de porc par biofiltration aérée sur tourbe. Thesis de Doctorado. Université Laval, Québec, Canadá.
 34. Garzón, Z. (2002). La biofiltración sobre cama de turba, un tratamiento eficiente para diferentes tipos de agua residual industrial" **IMTA Proyecto Interno**.

-
35. Garzón, Z.; Lessard P. y Buelna G. (2003). Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. *Environ. Tech.*, **24**, 605-614.
 36. Hatakka, A. (1994). Lignin-modifying enzymes from selected white-rot fungi production and role in lignin degradation. *FEMS Microbiol. Rev.*, **13**, 125-135.
 37. James, A. K. (1984). *Manual de Riegel de química industrial*. Ed. Compañía Editorial Continental 1ra ed.
 38. Kalyuzhny S. y Skylar V. (1999). Biomineralisation of azo dyes and their breakdown products in anaerobic-aerobic hybrid and UASB reactors. *Wat. Sci. Tech.*, **41**(12) : 23-30.
 39. Karamanev D.G. y Bélanger M. C. (1994). "Hydrodynamic Characteristics of a trickling bed of peat moss used for biofiltration of wastewater" Département de Génie Chimique, École Polytechnique, Quebec. *Canadian Journal of Chemical Engineering* **72**, 411-417.
 40. Kwang-Soo, S.; ILL-Kyoon, O. y Chang-Jin, K. (1997). Production and purification of remazol brilliant blue R decolorizing Peroxidase from the culture filtrate of *Pleurotus ostreatus*. *Applied and Environ. Microbiol.*, **63**, 1744-1748.
 41. Kuppasamy, I. (1995). Impacto Ambiental de la Industria Textil en México: Avances en la biodegradación anaerobia y precipitación de colorantes tipo azo. Segundo minisimposium Internacional sobre remoción de contaminantes de Aguas y Suelos. Instituto de Ingeniería, UNAM. México, Noviembre 17, 144-158.
 42. Leahy, J. J. y Birkinshaw, C. (1992). The chemical and physical structure of peat bitumens. *Journal of Chemical Tech. and Biotechnol.*, **53**, 57-65.
 43. Levenspiel, O. (1963) Patterns of flow in chemical process vessels. *Advances in Chemical Engineering*, Vol. 4, Academic Press.
 44. Levenspiel, O. (1972). *Chemical Reactor Engineering*. Second Edition, John Wiley & Sons, New York.
 45. Loukidou M. X.; Matis, K. A.; Zouboulis, A. I. y Liakopolou-Kyriakidou, M. (2003). Removal of As(V) from wastewaters by chemically modified fungal biomass. *Wat. Res.*, **37**, 4544-4552.
 46. Martin A. M. (1991). Peat as an Agent in Biological Degradation: Peat Biofilters. *Biological Degradation of Wastes*, Ed. Martin, A. M., Elsevier Sci. Publ., Barking, UK. pp. 341-362.
 47. Metcalf y Eddy (2003). "Wastewater Engineering Treatment and Reuse", Ed. Mc. Graw Hill, 4ta. ed.
 48. Michaels, G. y Lewis, D. (1986). Microbial transformation rates of azo and triphenylmethane dyes. *Environ. Toxicol Chem.*, **5**, 161-166.
 49. Mitchell, G. y Mc Donald, A. T. (1992). Discolouration of water by peat following induced drought and rainfall simulation. *Wat. Res.*, **26**(3), 321-326.
 50. Moeller, G. (2000). Tratamiento y reúso del agua en la industria química de colorantes y pigmentos, convenio CNA-SGP-IMTA 2000, Jiutepec, Mor.
 51. Moeller, G. (2001). Tratamiento y reúso del agua en la industria química básica, convenio CNA-SGP-IMTA 2001, Jiutepec, Mor.
 52. Moeller, G. y Garzón, Z. (2003). Desarrollo de tecnologías no convencionales para el tratamiento de efluentes de la fabricación de colorantes tipo azo. IMTA Proyecto interno.

-
53. Montiel, E.; Acosta, M.; Portugal, D.; López, L.; Bautista, N.; Mora, V.; Medrano, F.; Venegas, R. y Olivares G. (2001). 7° curso sobre el cultivo del hongo comestible *Pleutotus* spp. sobre residuos lignocelulósicos. Laboratorio de micología, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México.
 54. Moreira, M.; Palma, C.; Feijoo, G. y Lema, J. (1998). Strategies for the continuous production of ligninolytic enzymes in fixed and fluidised bed bioreactors. *Journal of Biotechnology*. **66**, 27-39.
 55. Morgan, S. (1997). Mejoras al comportamiento hidráulico de los reactores UASB y Filtro Sumergido Aerobio: Estudios de trazado a escala laboratorio y piloto. Tesis de Licenciatura Facultad de química UNAM.
 56. National Institute for Occupational Safety and Health (1980). Carcinogenicity and Metabolism of Azo Dyes, Especially Those Derived from Benzidine. NIOSH 1980 Jul: 141.
 57. NOM-065-ECOL-1994.
 58. NOM-001-SEMARNAT-1996.
 59. Nickols D. S. y D. H. Boelter (1982). Treatment of Secondary Sewage Effluent with a Peat-Sand Filter Bed. *J. Environ. Qual.*, **11**, 86-92.
 60. Ollgaard H. (1998). Survey of azo – colorants in Denmark: Consumption, use, health, and environment. Denmark Dansih Environmental Protection Agency.
 61. Ostle, B (1979) Estadística aplicada Ed. Limusa 6ta reimpresión. pp. 692.
 62. Pagga, U. y Brown, D. (1986). The degradation of dyestuffs. Part II, Behavior of dyestuffs in aerobic biodegradation tests. *Chemosphere*. **15**, 479-491.
 63. Padmavathy S., Sandhya S., Swaminathan K. (2003). Aerobic decolorization of reactive azo dyes in prescence of various cosubstrates. *Che. Bioche. Eng.*, **17**(2), 147-151.
 64. Pasczyński, A., Pasti-Grisby, M. B., Goszczynski, S., Crawford, R. L., Crawford, D. L. (1992). Mineralization of sulfonated azo dyes and sulfanilic acid by *Phanerochaete chrysosporium* and *Streptomyces chromofuscus*, *Appl. Environ. Microbiol.*, **58**, 3598-3604.
 65. Penningsfeld F. y Kurzmann P. (1972). Cultivos hidropónicos y en turba. Mundi-Prensa, Madrid. 113-137.
 66. Piet N. Lens, Pret M. Vochten and Willy H. Verstraete (1993). Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips *Wat. Res.*, **28**(1), 17-26.
 67. Poots V. J., McKay G. y Healy J. J. (1975). The removal of acid dye from effluent using natural adsorbents: II Peat. *Wat. Res.*, **10**, 1061-1066.
 68. Quezada, M. y Buitrón, G. (1996). Biodegradación Aerobia de Colorantes Tipo Azo (Rojo Ácido 151). XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Tratamiento de Aguas Residuales. Memorias vol. 2. del 3 al 7 Noviembre; México.
 69. Quezada M., Linares, I. y Buitrón, G. (1999). Use of sequencing batch Biofilter for Degradation of Azo Dyes (acids and basics). En Buitrón, G. y Macarre, H. (eds). Waste Minimisation and end of pipe Treatment in chemical and Petrochemical Industries. IAWQ International Specialised. Conference of the chemical Industry Group. Merida, Yucatan, México, Noviembre 14 al 18 644 pp.

-
70. Rajaguru, P., Kalaiselvi, M., Palanivel, M. and Subburam, V. (2000). Biodegradation of azo dyes in a sequential anaerobic-aerobic system, *Appl. Microb. Biotechnol.*, **54**, 268-273
 71. Razo-Flores, E., Luijten, M., Donlon, B., Lettinga, G. y Field, J. (1997). Complete biodegradation of the azo dye azodisalicylate under anaerobic conditions. *Environ. Sci. Technol.* **31**, 2098-2103.
 72. Renhammar, B. y Malstrom, B. (1981). Blue copper-containing oxidases. In *Copper proteins*. Edited by Spiro, T. y Wiley, J. New York, N.Y. Metal ions in biology. **3**, 109-149.
 73. Rodríguez, E. (1998). Identificación de un sistema enzimático fúngico para la decoloración de colorantes de uso textil. Tesis de Maestría. Instituto de Biotecnología. Universidad Nacional Autónoma de México.
 74. Sánchez-Salinas, E. (2000). De la atmósfera primitiva a los organismos eucariotes. En: Sánchez-Salinas, E. y Ortiz-Hernández, L. *Ciencias Biológicas, del Origen de la vida a la terapia génica*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México. 250 pp.
 75. Schliephake, K., Mainwaring, D. E., Lonergan, G. T., Jones, I. K. y Baker, W. L. (2000). Transformation and degradation of the diazo dye Chicago Sky Blue by a purified laccase from *Pycnoporus cinnabarinus*, *Enzyme Microb. Technol.* **27**, 100-107
 76. SECOFI. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial (1995). Norma Mexicana NMX-AA-112-SECOFI. Análisis de agua y sedimentos. Evaluación de toxicidad aguda con *Photobacterium phosphoreum*. Método de pruebas GNP. P. 36.
 77. Shin, K., Youn, H., Kang, S. y Hah, Y. (1993). Purification and characterization of D- glucose oxidase from white-rot fungus *Pleurotus ostreatus*. *Eur. J. Biochem.*, **215**, 747-752.
 78. Stephen J. A., McKay G. and Khader K. Y. (1988). Multi-component sorption isotherms of basic dyes onto peat. *Environmental pollution* **52**, 39-55.
 79. Tan N. C. G., Borger, A. y Slenders, P., (1999). Degradation of azo dye Mordant Yellow 10 in a sequential anaerobic and bioaugmented aerobic reactor. *Wat. Sci. Tech.*, **42**(5-6), 337-344.
 80. Vandevivere C., Bianchi, R. y Verstraete W. (1998). Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: Review of emerging technologies. *J. Chem. Technol.*, **72**, 289-302.
 81. Viraraghavan, T. y Ayyaswami, A. (1987). Use of peat in water pollution control: a review. *Civ. Eng.* **14**, 230-233.
 82. Wong, Y. y Yu, J. (1999). Laccase-catalyzed decolorization of synthetic dyes. *Wat. Res.*, **33**, 3512-3520.
 83. World Bank Group (1998). *Dye Manufacturing. Pollution and Abatement Handbook*, pp. 298-301.
 84. Yan G. and Viraraghavan T. (2003). Heavy-metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii*. *Wat. Res.*, **37**, 4486-4496.
 85. Young, L. y Yu, J. (1997). Ligninase-catalysed decolorization of synthetic dyes. *Wat. Res.*, **31**, 1187-1193.
 86. Zeribinati O., Vicenti M., Pittavino S. y Gennaro, M. C. (1997). Fate of aromatic sulfonates in fluvial environment. *Chemosphere* **35**(10), 2295-2305.

-
87. Zollinger H. (1991). Color chemistry. Ed.VCH (Federal Republic of Germany). Citado por Bishop, P. The Biodegradation of Textiles Dyes Using Biofilm Treatment Systems. En: Kuppusamy, I. Y Briones, R. (Eds) 1996. Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales.1:1-10 UNAM, Instituto de Ingeniería, Marzo 26 y 17. México, D.F.
88. <http://www.biolan.fi/espanol/horties.htm>
89. <http://historiadf.netcombbs.com.ar/turba.htm>
90. <http://www.mst.dk>
91. <http://www.recetox.muni.cz>