

Tratamiento de aguas residuales textiles a partir de métodos biológicos

Textile residual water treatments by means of biological methodologies

G. D. Jojoa-Unigarro¹, H.L.Rodriguez-Zambrano¹, S.A. Cardona-Gallo²

Recibido: 10 de abril de 2015

Aceptado: 4 de mayo de 2015

Resumen

Este artículo evalúa el tren de tratamiento más adecuado para la remoción de colorantes de las aguas residuales de origen textil. Para ello se analizaron diferentes tecnologías como reactores de lecho empacado, de lecho fluidizado, rayos UV, sistema aerobios y anaerobios. Para poder determinar las ventajas y desventajas de cada tecnología, y poder establecer el esquema conceptual de tren de tratamiento.

Palabras clave: textil, remoción de color, depuración agua, métodos.

Abstract

This paper assesses the most appropriate treatment train for the removal of dyes from textile wastewater source. This will analyze different technologies as packed-bed reactors, fluidized bed UV aerobic and anaerobic system. In order to determine the advantages and disadvantages of each technology, and to establish the conceptual scheme of treatment train

Keywords: textile, color removal, waste water treatment, methodologies.

1 Ingeniero Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.

2 PhD. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. scardona@unal.edu.co

1. Introducción

La industria textil es uno de los sectores que más consumo de agua presenta, consume alrededor del 15% del total del agua empleada para labores industriales en el mundo, debido a que una gran parte del proceso es realizado en fase húmeda; limpieza de materias primas y productos, llenado, carbonizado, desmenuzado, blanqueado, mercerizado y teñido. En general los efluentes de origen textil provienen principalmente de un 15% del desengomado, descruce y mercerizado un 20%, y 65% del blanqueo, teñido y lavado^[1]; lo cual genera una gran cantidad de agua residual con elevadas concentraciones de colorantes y pigmentos, almidones, pectinas, dextrinas, gomas, glucosa, ceras, alcoholes, hidróxido de sodio, carbonatos, sulfuros, ácidos grasos, ácido acético, jabones, detergentes, carbonatos y cloruros^[2].

Debido a deficiencias en los procesos de teñido y estampado, las cantidades perdidas de colorantes varían del 2 % cuando se utilizan colorantes básicos al 50 % cuando se utilizan colorantes reactivos; a pesar de que se ha tratado de incrementar la fijación del color sobre las fibras textiles, la naturaleza recalcitrante de la mayoría de colorantes sintéticos permite que no haya una adecuada adherencia en las prendas, dando como resultado aguas residuales con un alto grado de coloración. Se estima que hay más de 100.000 colorantes comercialmente disponibles, muchos de ellos son tóxicos para la vida acuática, mutagénicos a los seres humanos y recalcitrantes a la biodegradación, por lo que se hace indispensable tratarlos^{[3][4]}.

2. Tecnologías utilizadas para remoción de color

Las tecnologías tradicionalmente utilizadas para el tratamiento de aguas residuales de origen textil son lodos activados, coagulación, floculación, tratamientos electroquímicos o nanofiltración^{[5][6][7]}. Tales métodos son a menudo muy costosos y aunque los colorantes se remueven por completo, la acumulación de lodo concentrado crea un problema de eliminación, otras técnicas emergentes, como ozonización, el tratamiento usando el reactivo de Fenton, y fotocatálisis pueden tener potencial para la decoloración. Sin embargo, estas tecnologías pueden ser económicamente inviables^[8].

A continuación se presenta una clasificación de los métodos utilizados en la eliminación de color en las descargas de la industria textil.



FIGURA 1. MÉTODOS DE REMOCIÓN DE COLOR DE LOS EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TEXTIL ^[2].

En las últimas décadas se ha encontrado que la actividad biológica y / o la combinación de sistemas de tratamiento pueden remover eficientemente los tintes de grandes volúmenes de aguas residuales a un bajo costo, por lo cual se considera una alternativa viable ^[2].

2.1. Métodos físicos y químicos

Los métodos físicos basados en la coagulación-floculación de los tintes son eficaces para la eliminación de colorantes principalmente con compuestos de azufre, pero muestran muy baja capacidad de coagulación-floculación para colorantes ácidos, reactivos y directos; además la producción considerable de lodos disminuye la eficiencia de estos métodos ^{[9][10]}.

Los métodos de adsorción presentan una mayor eficiencia debido a que es una técnica aplicada a un mayor rango de colorantes. Uno de los materiales de mayor interés es el carbón activado (AC), pero su uso se limita por su alto costo ^{[11], [12]}. Aunque también se pueden utilizar adsorbentes de bajo costo como la arcilla, zeolita, resinas poliméricas, la tusa de la mazorca de maíz, tallos del maíz, trigo y paja. Pero esta técnica se limita en cuanto a la acumulación final del material adsorbente que debe ser tratado para su disposición final ^{[2], [13]}.

Los métodos de filtración, tales como la ultrafiltración, la nanofiltración y la ósmosis inversa también han sido investigados. Un parámetro evaluado en estos tratamientos es la selección de la membrana de filtración, con un tamaño de poro inferior al de las moléculas del colorante. Sin embargo, al tener eficiencias muy altas en la remoción de DQO (demanda química de oxí-

geno) y color, las membranas presentan algunos inconvenientes como: altos costos, saturación, ensuciamiento y remoción de nutrientes ^[14]^[15].

2.2. Métodos biológicos

En particular, la capacidad de las células bacterianas de metabolizar colorantes azoicos ha sido ampliamente investigada. En condiciones anaerobias muchas bacterias son capaces de romper el enlace azo altamente electrofílico en la molécula de colorante produciendo aminas aromáticas incoloras tóxicas y mutagénicas para animales. Estas aminas son resistentes a la mineralización anaerobia, pero pueden ser mineralizadas por bacterias aerobias ^[2]^[16].

2.2.1. Cultivos bacterianos mixtos

Trabajar con una sola cepa bacteriana requiere mecanismos de control. Para aislar la especie en el reactor se necesita una mayor cantidad de biomasa y tiempos prolongados para que el microorganismo metabolice el colorante. Los sistemas que trabajan con una sola cepa son susceptibles a presentar problemas cuando se presentan cambios fuertes en el afluente ^[17].

Un sistema de cultivo puro asegura que los datos sean reproducibles y que la interpretación experimental sea más fácil, ya que un cultivo mixto proporciona un punto de vista macroscópico promedio de lo que está sucediendo en el sistema pero presentan una alta capacidad para confrontar cambios de concentraciones en el afluente ^[17].

2.2.2. Mecanismo de eliminación de color

El mecanismo más simple de remoción de color por células bacterianas es el de la adsorción del colorante, pero no es adecuado para tratamientos a largo plazo debido a la alta concentración de colorantes en el tejido celular. Lo más conveniente es la degradación del colorante por los microorganismos, el primer paso para esto es una Bio-asociación entre el colorante y las células bacterianas ^[1], ^[5].

Los procesos de biodegradación pueden ser aerobios, anaerobios o una combinación de los dos

Cuando se considera la reacción en un medio aerobio, las bacterias aerobias tienen una adaptación específica entre el colorante y la bacteria. Las bacterias sintetizan una enzima azorreductasa específica para el compuesto,

que bajo condiciones controladas pueden escindir del grupo azo en presencia de oxígeno [2].

Cuando se considera reducción bacteriana anaerobia, las bacterias no tienen tanta especificidad con respecto a los grupos azo y es por lo tanto la de mayor uso para la eliminación de colorantes azo [17][18][19].

En general se cree que la mayoría de los colorantes azoicos tiene grupos sulfonados sustituyentes y un peso molecular alto, entonces no es posible que pasen a través de la membrana de la célula, por lo cual la reducción no depende de la adsorción intracelular del colorante [2], [17].

Por lo tanto un mecanismo que se ha propuesto es el transporte de electrones ligado a la reducción de los colorantes en el ambiente extracelular [17]. La figura 2 muestra un mecanismo de reacción utilizando células bacterianas anaerobias.

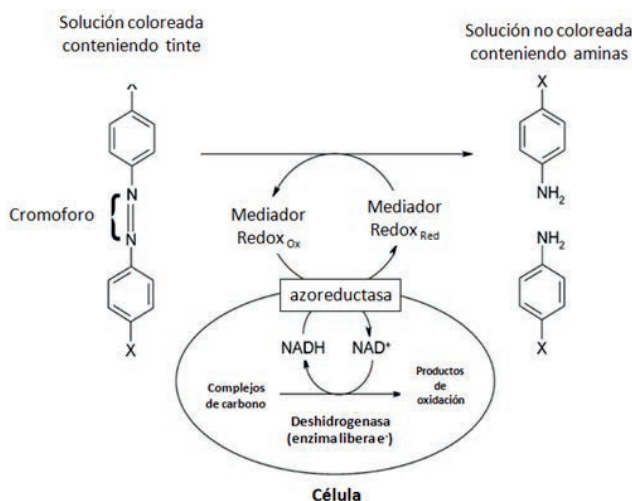


FIGURA 2. MECANISMO BIOLÓGICO DE REDUCCIÓN DEL COLORANTE AZO. ADAPTADO DE [17].

2.2.3. Factores que afectan la remoción de color en tratamientos biológicos.

Los factores que afectan directamente la eficiencia de los sistemas de tratamiento biológico son: concentración de oxígeno en el medio de cultivo,

pH, potencial redox, y temperatura; por lo cual es necesario estudiar estos factores antes de efectuar el tratamiento ^{[2], [20], [21], [22]}.

2.2.3.1. Oxígeno.

Es el factor más importante a considerar. Durante la etapa de reducción del colorante, si el medio ambiente extracelular es aerobio, proporciona un alto potencial redox para aceptar electrones, pero el oxígeno puede inhibir la reducción del colorante porque los electrones liberados desde la oxidación son usados preferencialmente para reducir el oxígeno en lugar del colorante ^{[13][23]}.

Se puede concluir a partir de estas observaciones que se debe evitar un aumento en la concentración de oxígeno. En sí los efectos inhibitorios que ocasiona el oxígeno en la azo reducción bacteriana es una inhibición directa de la enzima azo reductasa, o de la reducción preferencial del oxígeno en lugar del colorante ^[2].

Así para un tratamiento eficaz se necesita un proceso en dos etapas: una primera etapa anaerobia para la reducción inicial y una segunda aerobia ^{[24][25][26][27]}.

2.2.3.2. Temperatura

La temperatura requerida para producir la velocidad máxima de eliminación de color tiende a corresponder con la temperatura óptima de crecimiento de los microorganismos (35-45 °C), aunque se ha demostrado que la enzima azo reductasa es relativamente termoestable y puede estar activa a 60 °C, durante cortos periodos de tiempo ^[2].

La inmovilización de cultivos celulares en soportes hace que las células toleren valores más altos de temperatura, debido a que el soporte ofrece un microambiente de protección para las células ^[17].

2.2.3.3. pH

El pH para la remoción de color es a menudo neutro o ligeramente alcalino. Por ende el agua residual con colorantes es neutralizada con una solución tampón. La reducción biológica del enlace azo en su etapa inicial puede resultar en un aumento del pH debido a la formación de metabolitos de aminas aromáticas que son más básicos que el azo original ^{[2][28]}.

2.2.3.4. Concentración del colorante

A altas concentraciones de color, este puede resultar toxico para los microorganismos, pero a concentraciones muy bajas la enzima azo reductasa puede tener dificultades para reconocerlo, por ello se aconseja recomendar, tener previamente un sistema de homogenización para poder mantener la concentración sobre un rango definido [2], [29] [30] [31].

2.2.3.5. Estructura del colorante

Colorantes con estructuras simples y pesos moleculares bajos presentan un mayor índice de remoción del color, mientras que es más difícil con colorantes de alto peso molecular. La eliminación del color también está relacionada con el número de enlaces azo en la molécula del colorante [2] [17].

Algunos investigadores han relacionado el nivel de eliminación de color, con la clase de colorante, más que con las características moleculares.

- Colorantes ácidos: presentan una baja eliminación de acuerdo al número de grupos sulfonados [17].
- Colorantes directos: presentan altos niveles de eliminación de color, independiente del número de grupos sulfonados en el tinte [17].
- Colorantes reactivos: bajo nivel de remoción de color [17].

El efecto de los grupos sulfonados sobre la eliminación de color se relaciona con el mecanismo por el cual se elimina el color. Si la reducción del colorante se lleva a cabo dentro de la célula, la presencia de los grupos sulfonados obstaculizará la transferencia de la molécula de tinte a través de la membrana celular. Por tanto, la tasa de reducción decolorante disminuye a medida que el número de grupos sulfonados aumenta, sin embargo sí si la reducción del colorante se lleva a cabo fuera de la célula, la presencia de los grupos sulfonados tendrá poco efecto sobre la tasa de reducción del colorante [24].

2.2.3.6. Dador de electrones

Se ha demostrado que la adición de donantes de electrones como los iones de glucosa o acetato aparentemente estimula la escisión de reducción de enlaces azo [32]. También se ha encontrado que los productos de la lisis

celular pueden funcionar como donadores de electrones para la reducción anaerobia del colorante azo ^{[28], [33]}.

2.2.3.7. Potencial redox

La decoloración depende del potencial redox debido a que el él controla la velocidad de un equilibrio redox. Entre mayor potencial redox haya, más fácil se reduce la molécula de colorante es reducida. La tasa de eliminación de color aumentará con el aumento de la medida del potencial redox del agua con colorante ^{[2], [17]}.

2.3. Reactor anaerobio UASB

Son reactores que tienen un comportamiento hidráulico similar a un sistema flujo pistón; por lo general cuando se construyen a escala de laboratorio los materiales son tubos de PVC, acero o vidrio. Una de las características principales del UASB (reactor anaerobio de flujo ascendente) es que el flujo tiene una dirección ascendente, permitiendo a la biomasa generar flóculos y hasta precipitar por gravedad, manteniendo así una alta concentración de lodos bacterianos ^[34].

Para un buen funcionamiento y obtener buenas eficiencias a la hora de tratar las aguas de una textilera, es necesario evaluar y realizar un análisis de los siguientes parámetros: cargas de materia orgánica (DQO en el efluente), tiempo de retención hidráulico, pH, cosustrato. Para poder analizar la viabilidad de este tipo de técnicas en la remoción de color y de DQO, ver la tabla 1.

2.3.1. Carga orgánica

En investigaciones en donde se ha analizado el efecto de la carga orgánica, se ha observado que esta tiene un efecto positivo sobre la remoción de color y de DQO, pero también se observa que existen cargas en donde su concentración se vuelve toxica para el consorcio microbiano existente ^[35].

En una investigación ^[36], se observó que la carga con la cual se obtuvo mayor eficiencia en la remoción de color (mayores al 95%) fue de $2.28 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ y a mayores concentraciones orgánicas en el afluente, la concentración de colorante era toxica. Lo mismo sucede en la investigación, en donde la carga de mayor eficiencia fue 88.5% remoción de DQO y 91.3% remoción de color, fue en $5.6 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ^[34].

2.3.2. Tiempo de retención hidráulico.

Se observó que a mayor tiempo de retención hidráulico aumenta la remoción de color y de DQO, esto se debe a que se da más tiempo a las reacciones y se aumenta su conversión. Pero el rango óptimo está entre 20-30 horas en donde se obtuvieron eficiencias de remoción de color 90-95% y de DQO 85-90%. Este rango aplica tanto para el reactor de una sola etapa como para reactores de dos etapas (acidogénico y metanogénico), con la diferencia que en los reactores de dos etapas los rangos que se obtuvieron para cada reactor son, reactor acidogénico 4-6 horas y en el reactor metanogénico 20-24 horas, ver la tabla 1.

2.3.3. Efecto del pH

Debido a la clase de colorantes a tratar, el pH en el reactor puede acidificarse o a alcalinizarse, pero se observó que el mecanismo de reacción de rompimiento del enlace azo en los colorantes, depende del pH del medio donde los microorganismo van a realizar el mecanismo de degradación, el rango óptimo de pH está entre 6-8 (preferiblemente más cercanos a pHs iguales a 7), debido que a pHs más ácidos o más alcalinos pueden generar efectos inhibitorios sobre la acción de los microorganismos ^[37].

Lo anterior permite controlar el pH, con sustancias ácidas como H_2SO_4 si el medio tiende a alcalinizarse y sales básicas como NaHCO_3 si el medio tiende a acidificarse, además el bicarbonato puede ayudar a generar un efecto buffer en el medio ^[35].

2.3.4. Cosustrato

La función del cosustrato es de servir como una fuente adicional de electrones para las reacciones redox que ocurren dentro de los microorganismos, como se ha observado la necesidad de que en el medio de cultivo haya un cosustrato o cometabolito, es debido al efecto recalcitrante que pueden llegar a tener los colorantes. Investigadores afirmaron que el cosustrato debe estar en mayor cantidad a la estequiometría, además da una relación entre el cosustrato y el colorante, afirmando que se necesitan 32 mg cosustrato para 1 mmol de colorante mono-azo ^[36].

2.4. Torre de lecho empacado

Muchos estudios han propuesto un tratamiento anaerobio/aerobio para evaluar la remoción de color y DQO ya que un tratamiento aerobio convencional no garantiza la remoción completa de colorante y DQO. Algunos autores proponen el uso de una torre de lecho empacado o un biofiltro en la etapa anaerobia del proceso, debido a que podría tener una mayor concentración de biomasa en función de hidrolizar el enlace azo del colorante^{[35][18]}.

2.4.1. Material del empaque

Los materiales de empaque más utilizados para el relleno de la torre son plástico, vidrio y arcilla. Se ha determinado que los soportes de plástico tienen una menor afinidad con la biomasa debido a que su estructura y textura hacen que este material sea liso y dificulte a la biomasa adherirse a él, por otra parte los soportes de vidrio reciclado poroso tienen una superficie áspera, lo que les confiere una mejor unión y crecimiento de la biomasa.^[38]

Para tratar colorantes aniónicos una alternativa es operar una torre de lecho empacado con zeolita, la cual tendría un efecto de adsorción del colorante. En un estudio realizado para ver el incremento la capacidad de adsorción de la zeolita adicionando un tensoactivo catiónico que hace que la superficie de la zeolita sea más hidrofóbica y neutralice las cargas negativas del colorante, se logró una remoción superior al 80% con una concentración de surfactante: 1g/L, y flujo de 0.015 L/m de agua residual sintética^[13].

2.4.2. Tiempo de retención hidráulico (TRH)

El TRH es un parámetro de gran importancia porque influye directamente en las eficiencias de los reactores. Se ha establecido que a mayores TRH se logra una mayor remoción de color. Pero un gran número de trabajos de investigación muestran que si se realiza una buena fase de aclimatación de la biomasa, aproximadamente 40 días de operación se puede garantizar un TRH de 24 h en el siguiente proceso (fase anaerobia)^{[18][35][37][38]}.

2.4.3. Concentración de Color

La concentración de color puede representar un parámetro inhibitorio para la actividad de los microorganismos. Normalmente los microorganismos soportan concentraciones de color alrededor de 100 - 300 mg/L aunque

esto también depende de la naturaleza del colorante y del tipo de biomasa utilizada. Un cultivo bacteriano anaerobio / facultativo PDW puede tolerar hasta 160 mg/L de colorante con una eficiencia del 70% de remoción de color. Se ha observado que algunos microorganismos toleran concentraciones más altas de color 500 – 2000 mg/L, pero incrementando el TRH a 1.5 días., sin embargo, a concentraciones superiores a 2000 mg/L de color, afecta directamente la remoción de color y esta reducción es proporcional al incremento de color^{[38][39]}.

2.4.4. Efecto de la concentración de la DQO en la remoción de color y DQO en el sistema

En un agua residual sintética la DQO originada por el colorante es insignificante en comparación por la producida por la adición del co-sustrato o por la fuente de Carbono. Se ha llegado a eficiencias del 90% para concentraciones de DQO entre 3000 – 8000 mg/L, pero la eficiencia disminuye con la reducción de la concentración de DQO, debido a que a concentraciones inferiores no hay suficiente sustrato para mantener activos a los microorganismos, pero a concentraciones muy elevadas 7360 mg/L podría tener efecto negativo sobre la eficiencia del procedimiento aerobio. Un reactor de lecho empacado anaerobio debe ser operado con TRH mínimo de 24 h para obtener una remoción de color de 90 % y la DQO en la alimentación debe ser como mínimo de 3000 mg/L ^[38].

2.4.5. Ambientes facultativos y microaerófilos para la remoción de color

Existen bacterias facultativas capaces de degradar colorantes en condiciones (demanda química de oxígeno) microaerófilas, pero la estabilización de la DBO y DQO se presenta en ambientes aerobios. Bajo condiciones microaerófilas en que los organismos facultativos escinde el enlace azo que puede servir como un electrón aceptador, el papel del facultativo es similar al del reactor anaerobio. ^{[28], [39]}.

2.5. Tratamiento aeróbico

La decoloración se lleva a cabo principalmente a condiciones anaerobias. Pero el tratamiento anaerobio causa la producción de aminas aromáticas, las

cuales tiene antecedentes de ser cancerígenas, estas pueden ser eliminadas por mecanismos aerobios, aunque la mayoría de trabajos de investigación sólo han logrado una remoción parcial de ellas. ^{[8], [42], [16]}

2.5.1. Aminas aromáticas

Por lo tanto, la posible formación de aminas aromáticas durante el tratamiento biológico de las aguas residuales textiles que contengan colorantes azo, sigue siendo motivo de preocupación. Durante la última década algunos estudios han puesto en evidencia que las aminas aromáticas presentan dificultades para degradarse. En un estudio muy extenso sobre las aminas aromáticas sulfonadas, se destacó que de cada diez aminas aromáticas sulfonadas analizadas sólo dos fueron degradados en condiciones aeróbicas y con una aclimatación extensa de la biomasa. Aunque las aminas aromáticas pueden considerarse fácilmente degradable en condiciones aerobias, los resultados confirman que al menos las aminas aromáticas sulfonadas formadas bajo condiciones anaeróbicas son recalcitrantes a la biodegradación. ^[18]

2.5.2. Reactor de lodos activados

Una tecnología usualmente propuesta para remover las aminas aromáticas es el reactor de lodos activados, el cual toma un tiempo de operación de aproximadamente 70 días incluyendo la fase de estabilización y aclimatación del lodo. Solamente se ha logrado remoción parcial de las aminas, ya que solo se remueven del reactor las de fácil, mientras que quedan las más recalcitrantes. Esto puede deberse a la estructura del colorante, ya que algunos tienen las características de sulfonarse, y se ha identificado que las aminas aromáticas sulfonadas no son totalmente biodegradables. ^[16]

2.5.3. Sistema de biopelícula fluidizada y fijo

En los procesos aerobios es muy común los sistemas de biopelículas fluidizadas, la mayoría son trabajados a escala de laboratorio y equipados con dispositivos de aireación; entre los estudios que han aplicado este tratamiento se destacan los que presentan como material de soporte poliuretano tipo hexaedro, con un área superficial $8.51\text{m}^2/\text{g}$ ^[9], otros son reactores de flujo descendente rellenos de carbón de café (brown coal) y área superficial de empaque, $300\text{m}^2/\text{g}$ ^[29].

Las concentraciones de oxígeno se encuentran en un rango de 3-4 mg/L; para refinar el proceso usualmente se realiza una segunda etapa de coagulación química u oxidación electroquímica. La eficiencia del reactor cambia con o sin soportes, se ha observado que la DQO y el color se redujeron aproximadamente a un 38,2% y 27,4% durante un TRH de 6 días, respectivamente. Mientras que cuando se utilizan soportes para la biomasa, las remociones de DQO y color incrementaron a 68,8% y 54,5% en 2 días, respectivamente [9]. Este resultado sugiere que el uso de medios de apoyo es más ventajoso para el logro de un tratamiento eficiente.

Otros sistemas suelen trabajar con 2 reactores aerobios consecutivos, reactor de flujo ascendente de lecho fluidizado seguido de un reactor de lecho fijo, ambos empacados con carbón de café, o si se desea se pueden utilizar diferentes empaques; con este sistema se ha logrado remociones de DQO para el reactor de lecho fijo, hasta del 90%, con un TRH: 30.8 h, y remociones de DQO para el reactor de lecho fluidizado del 85%, TRH: 30,8 h, para ambos reactores se logró una remoción de color total del 99%. [29].

Otros estudios eligen sistemas de aireación intermitentes, debido a que se ha demostrado que a pesar de que los microorganismos son capaces de decolorar bajo condiciones anaerobias o anóxicas, se necesita de una fase de aireación para remover DQO Y DBO. Los MBR de flujo descendente, muestran una significativa disminución de DQO, DBO, amoníaco, nitrito y nitrato, con aireación intermitente, remoción de color en los periodos sin aireación, seguido por un periodo de aireación que permita remoción de DQO, DBO y los subproductos de las aminas aromáticas. [16].

2.5.4. Filtros biológicos.

Otra tecnología aerobia empleada en la eliminación de color son los filtros de flujo ascendente multifuncional (degradación biológica y filtración mecánica). Para estos filtros se utilizan dos soportes en serie, que pueden ser de cerámica y carbón activado granular, con área superficial 3,99 y 960 m²/g, respectivamente (carbón activado granular-GAC), la cerámica que permita degradar la materia orgánica biodegradable, y el carbón activado que adsorba el resto y asegure la calidad del agua para su reutilización. La aireación se realiza por medio de un difusor de micro-burbujas. Las remociones encontra-

das de DQO, $\text{NH}_4^{+}-\text{N}$, NT fueron: 52%, 90%, 45% respectivamente, para una carga hidráulica $0,13\text{m}^3 / \text{m}^2 \text{ h}$.^[45]

Existen otros sistemas de percolación pero de adsorción con formación de biopelículas. Un material de gran interés es la zeolita, la cual a escala piloto remueve 99% DBO, 92% DQO, 74% SS Y 92% T-N para una carga de $1,83 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{h}$. La gran remoción de nitrógeno por la zeolita se debe al gran intercambio iónico que realiza la zeolita con el ion NH_4^{+} .^[13]

2.5.5. Completamente mezclado y película fija (FFB)

Para este sistema se presenta una alta eliminación de DQO y de color de 97,5% y 97,3%, respectivamente, obtenidas con un tiempo de retención total hidráulico (TRH) de 4 días y WLR (carga orgánica total volumétrica) de $0,29 \text{ gl}^{-1} \text{ d}^{-1}$. En este estudio se obtuvo la remoción individual de cada reactor, para el reactor completamente mezclado-CSTR se obtienen remociones de DQO y color del 80%, 75% respectivamente (WRL 0.92 g/L d). Para el FFB se utilizó como material de soporte polietileno y se alcanzó remociones del 77%, % y 80% para DQO y color respectivamente (WRL 0.09 g/L d); en ambos reactores el TRH fue de 96 h.^[46]

En casos donde se haya desmineralizado el efluente industrial en el reactor anaerobio (UASB), se lleva el agua a un CSTR logrando remociones de DQO de hasta el 88% para un TRH de 0.96 d. Con respecto a la eficiencia de eliminación de aminos, se ha logrado hasta un 85,2%.^[41]

2.6. Tratamiento por rayos UV

Este mecanismo consiste en la exposición de rayos UV en una frecuencia determinada, con el propósito de que los fotones provenientes de la luz degraden la materia orgánica que se encuentra en un agua residual, el mecanismo de degradación se da de la siguiente manera^{[47], [48]}:



M: materia orgánica

$h\nu$: fotón

Aunque el principal componente es la luz, existen algunos catalizadores que puede aumentar la eficiencia de remoción ya que la sola incidencia de la

luz al agua produce eficiencias pequeñas en el orden 10% de remoción de carbono orgánico total y 30 % de remoción de color ^[47]. Entre los catalizadores que se utilizan para optimizar el proceso se encuentra H_2O_2 , O_3 , TiO_2 y ZnO .

2.6.1. Catalizadores

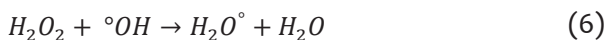
El objetivo de un catalizador es acelerar la reacción, para la degradación de materia orgánica por rayos UV lo que se busca es aumentar la cantidad de radicales libres que se puedan formar por la interacción de los fotones y la materia orgánica. A continuación se presentan los distintos mecanismos que se originan por cada catalizador.

Uv/H_2O_2

Se reproducen las reacciones {1, 2, 3} y las siguientes:

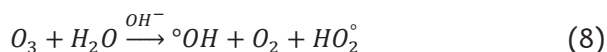


Al utilizar peróxido de hidrogeno como catalizador se producen una reacciones paralelas, que disminuyen la capacidad de mineralización del método, se puede controlar si se mantiene un pH de 6 y pequeñas cantidades del catalizador ^{[47], [49], [50]}.

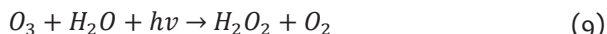


UV/O_3

El ozono funciona como catalizador a pH alcalinos a diferencia del peróxido, en el rango de pH 10, en donde aumenta la generación de radicales hidroxilo los cuales aumentan la degradación de la materia orgánica ^[51].



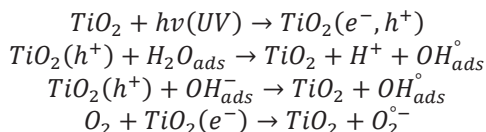
Además se presenta una co-reacción, debido a que el ozono cuando esta disuelto en agua y es degradado por luz UV se descompone formando peróxido de hidrogeno ^[48].



Al haber presencia de peróxido de hidrogeno se producirían las reacciones {4} y {5}. Lo cual aumenta la capacidad oxidativa, logran remoción del orden 100% de color y del 30-40% de carbono orgánico total ^{[47], [52]}.

UV/TiO₂

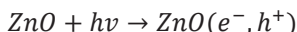
El TiO₂ es semiconductor, el cual puede reducir los costos de irradiación UV debido a que este absorbe la luz a 385 nm. En la investigación ^[53] muestran los pasos de mecanismo de reacción.



El anterior mecanismo presenta mejores rendimientos a pH ácidos, en el orden de 3-5 pH. En la investigación ^[53] se estudió cual era la concentración optima de TiO₂ y obtuvieron que las mejores eficiencias de remoción tanto de color como de remoción de carbono orgánico total se presentan a una concentración de 20mg/L.

UV/ZnO

El ZnO es un semiconductor absorben la luz a longitudes de onda más alta que el TiO₂, correspondiente a 425 nm, el mecanismo de reacción producto de este catalizador es similar al del TiO₂, teniendo en cuenta el cambio de catalizador.



Se observa que su función de catalizador se logra a pHs neutros y su concentración óptima está en el rango de 2,5 g/l ^[54]

2.6.2. Consideraciones para tener en cuenta al utilizar un método UV.

Una consideración a tener en cuenta, cuando se utilice la tecnología UV como método de remoción de color, es que el contenido de materia orgánica debe ser bajo, debido a que la materia orgánica en la pared del reactor puede ser una barrera para que los rayos UV puedan incidir sobre la totalidad del reactor. Es por esto que esta tecnología es catalogada como una técnica para refinación del procesos en general^[55].

La formación de compuestos halogenados se reduce la eficiencia del método, debido a estos compuestos halógenos pueden envenenar al catalizador y/o inhabilita la incidencia de los fotones hacia la materia orgánica^[55].

3. Conclusión

Aunque existen diversas tecnologías para el tratamiento de aguas textiles, y con la revisión bibliográfica realizada podemos concluir que para la elaboración de un tren de tratamiento de aguas residuales que tenga la capacidad de remover color pero además remover materia orgánica y principalmente aminas, producto de degradación de colorantes tipo azo. El tren de tratamiento que tendría la mayor eficiencia debería estar compuesto de un primer sistema de remoción de color, para esto los sistemas UASB muestran una mayor eficiencia además de que al ser un sistema anaerobio, el consorcio microbiano no es selectivo al colorante sino que pueden degradar una gran variedad de colorantes.

Luego de degradar el color es necesario un sistema que permita la degradación y/o mineralización de la materia orgánica, para ello los sistemas aerobios muestran grandes eficiencias de degradación y en particular los sistemas de película fija presentan ventajas ya que los flujos de aire se pueden realizar por convección y el agua desciende por gravedad, lo cual reduce costo de energía al no tener que desplazar fluidos.

TABLA 1. CARACTERÍSTICAS UASB

UASB			Dimensiones		Característica del efluente			pH	Rem. de color	Rem de DQO	Referencia
Tipo	TRH* (h)	TRH**(h)	Diámetro cm	Altura cm	Real o sintética	ORL	substrato		%	%	
1	24		10	70	R	1,5-2,2 Kg m ⁻³ d ⁻¹		7 ***	57,1	60,3	[36]
2	4	20	7,5-10	70-75	R	1,5-2,2 Kg m ⁻³ d ⁻¹		7 ***	44,8-50,1	65,5	[36]
2	6	24	30-35	82-240	R	5,6 Kg m ⁻³ d ⁻¹	Sagú	5,7 - 7,9	49,8-91,8	53,1-88,5	[34]
1	32		6	100	S	3,2 Kg m ⁻³ d ⁻¹		7 ***	94	74	[26]
1	20		6	100	S	3,6 Kg m ⁻³ d ⁻¹		6,5-7,5	100	80,5	[40]
1	24		****		S	3,9 Kg m ⁻³ d ⁻¹		7- 7,5	77	88	[27]
1	17		6	100	R	1,2 Kg m ⁻³ d ⁻¹	Glucosa	***	81-96	51-84	[41]
1	18		*****		R	1,2 Kg m ⁻³ d ⁻¹	Glucosa	***	75	90	[42]
1	15,7		6	100	S	8 Kg m ⁻³ d ⁻¹	Glucosa	***	90	60	[43]
1	24		4	80	S	0,3 Kg m ⁻³ d ⁻¹		***	82-94		[44]

ORL: Velocidad de carga orgánica

*Tiempo de retención hidráulico para el reactor acidogénico.

** Tiempo de retención hidráulico para el reactor metanogénico.

*** pH cercanos al neutro

**** No especifica dimensiones, solo el volumen 30 L.

***** No especifica dimensiones, solo el volumen 5 L.

TABLA 2. TRATAMIENTOS AEROBIOS PARA REMOVER COLOR DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA TEXTIL.

Tratamiento	Tipo de reactor	Condiciones de operación				Características del agua residual				Remoción color %	Remoción DQO %	Aminas aromáticas	Referencia
		TRH (h, d)	TO (h, d)	ORL (g/L d)	OD mg/L	R/S	Color	Concentración mg/l	DQO (mg/L)				
Aerobio, coagulación química, oxidación electroquímica	Torre empacada, tanque de coagulación, reactor electroquímico	3 h						1000-2500 unidades	800-1000	98.5	95.4		[9]
Aerobio (Refinamiento)	Tren: Media biológico aerated filter (CMBAF)				6.1				25-121		39-53		[45]
Aerobio	CSTR - FBR	4 d		0.29	0.98	R	Color indigo		1185	97.3	97.5		[46]
Anaerobio	Bach	10 d	58 d				Orange III Reactivo Black 8	100		99	95		[18]
Anaerobio - aerobio	UASB- (sección aerobia, sección anaerobia)	100 h 14 h	186 d	1.01 3		S	Reactivo Black 5 Direct Red 28 Direct Black 38 Direct Brown50 Direct Yellow	50 50 50 50 50	4214	91 95	80 45		[26]
Aerobio	Filtro biológico							560-928	1860-2490		92		[13]
Oxidación química Oxidación biológica	Reactor de lecho fijo Reactor de lecho fluidizado	30.8 h 30.8 h				S	Remazol	100 100		90 85	99 99		[29]
Anóxico - aerobio	Tanque anóxico MBR UASB	16 h 24h			0.3	R	Reactive Blue B-2GLN			98.5	99.7		[16]
Anaerobio - aerobio	Reactor de lodos activados					R		500-1400	440-928	94	92		[42]
Fotofenton - aerobio	Reactor Fotofenton Reactor aerobio				3	S			199	100	80	49 (desmineralización)	[8]

TRH: Tiempo de retención hidráulico TO: Tiempo de operación ORL: Velocidad de carga orgánica
OD: Oxígeno disuelto R/S: agua residual real o sintética DQO: Demanda química de oxígeno

4. Referencias

- [1] A. B. d. Santos, F. J. Cervantes y J. B. v. Lier, "Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: Perspectives for anaerobic biotechnology» *Bioresource Technology*, pp. 2369-2385, 2007.
- [2] R. Saratale, G. Saratale, J. Chang y S. Govindwar, "Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review" *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, p. 138-157, 2011.
- [3] T.-H. Kim, Y. Lee, J. Yang, B. Lee, C. Par y S. Kim, "Decolorization of dye solutions by a membrane bioreactor (MBR) using white-rot fungi" *Desalination*, pp. 287-293, 2004.
- [4] I. K. Kapdan y R. Oztekin, "The effect of hydraulic residence time and initial COD concentration on color and COD removal performance of the anaerobic-aerobic SBR system» *Journal of Hazardous Material*, pp. 896-901, 2006.
- [5] F. P. Van der Zee y S. Villaverde, "Combined anaerobic-aerobic treatment of azo dyes—A short review of bioreactor studies" review of bioreactor studies, pp. 1425-1440, 2005.
- [6] S.-J. You, D.-H. Tseng y J.-Y. Deng, "Using combined membrane processes for textile dyeing wastewater reclamation" *Desalination*, p. 426-432, 2008.
- [7] B. K. Körbahti y A. Tanyolac, "Continuous electrochemical treatment of simulated industrial textile wastewater from industrial components in a tubular reactor" *Journal of Hazardous Materials*, pp. 771-778, 2009.
- [8] J. García Montañó, F. Torrades, J. A. García Hortal, X. Doménech y J. Peral, "Combining photo-Fenton process with aerobic sequencing batch reactor for commercial hetero-bireactive dye removal" *Applied Catalysis B: Environmental*, pp. 86-92, 2006.
- [9] T. H. Kim, C. Park, J. Lee, E.-B. Shin y S. Kim, "Pilot scale treatment of textile wastewater by combined process (fluidized biofilm process-chemical coagulation-electrochemical oxidation)" *Water Research*, pp. 3976-3988, 2002.
- [10] S. H. Lin y C. F. Peng, "Continuous treatment of textile wastewater by combined coagulation, electrochemical, oxidation and activated sludge" *Water Research*, pp. 587-592, 1996.
- [11] F. I. Hai, K. Yamamoto, F. Nakajima y K. Fukushi, "Bioaugmented membrane bioreactor (MBR) with a GAC-packed zone for high rate textile wastewater treatment" *Water Research*, pp. 2199-2206, 2011.
- [12] S.-A. Ong, L.-N. Ho, Y.-S. Wong y K. Raman, "Performance and Kinetic Study on Bioremediation of Diazo Dye (Reactive Black 5) in Wastewater Using Spent GAC-Biofilm Sequencing Batch Reactor» *Water Air Soil Pollut*, pp. 1615-1623, 2012.

- [13] W. S. Chang, S.-W. Hong y J. Park, "Effect of zeolite media for the treatment of textile wastewater in a biological aerated filter» *Process Biochemistry*, pp. 693-698, 2002.
- [14] E. Ellouze, N. Tahri y R. B. Amar, "Enhancement of textile wastewater treatment process using Nanofiltration» *Desalination*, pp. 16-23, 2012.
- [15] M. Liu, Z. Lü, Z. Chen, S. Yu y C. Gao, "Comparison of reverse osmosis and nanofiltration membranes in the treatment of biologically treated textile effluent for water reuse" *Desalination*, pp. 372-378, 2011.
- [16] X. Wang, J. Li, X. Li y G. Du, "Influence of aeration intensity on the performance of A/O-type sequencing batch MBR system treating azo dye wastewater" *Sci. Engin. China*, pp. 615-622, 2011.
- [17] C. Pearce, J. Lloyd y J. Guthrie, "The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells: a review" *Dyes and Pigments*, pp. 179-196, 2003.
- [18] B. Manu y S. Chaudhari, "Anaerobic decolorisation of simulated textile wastewater containing azo dyes" *Bioresource Technology*, pp. 225-231, 2002.
- [19] O. Türgay, G. Ersöz, S. Atalaya, J. Forss y U. Welander, "The treatment of azo dyes found in textile industry wastewater by anaerobic biological method and chemical oxidation" *Separation and Purification Technology*, pp. 26-31, 2011.
- [20] I. M. Banat, P. Nigam, D. Singh y R. Marchant, "Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: A review" *Bioresource Technology*, pp. 217-227, 1996.
- [21] G. S. Colotta, "Tratamiento físico químico de aguas residuales de la industria textil." *Revista de Ingeniería Química*, p. 73 – 80, 2003.
- [22] T. Robinson, G. McMullan, R. Marchant y P. Nigam, "Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative" *Bioresource Technology*, pp. 247-255, 2001.
- [23] Z. Fu, Y. Zhang y X. Wang, "Textiles wastewater treatment using anoxic filter bed and biological wriggle bed-ozone biological aerated filter" *Bioresource Technology*, pp. 3748-3753, 2011.
- [24] M. Albuquerque, A. Lopes, M. Serralheiro, J. Novaisa y H. Pinheiro, "Biological sulphate reduction and redox mediator effects on azo dye decolourisation in anaerobic-aerobic sequencing batch reactors" *Enzyme and Microbial Technology*, pp. 790-799, 2005.
- [25] D. Cui, G. Li, D. Zhao, X. Gu, C. Wang y M. Zhao, "Microbial community structures in mixed bacterial consortia for azo dye treatment under aerobic and anaerobic conditions" *Hazardous Materials*, pp. 185-192, 2012.

- [26] M. Isika y D. T. Sponza, "Anaerobic/aerobic treatment of a simulated textile wastewater" *Separation and Purification Technology*, pp. 64-72, 2008.
- [27] C. O'Neill, F. R. Hawkes, D. L. Hawkes y S. Esteves, "Anaerobic-aerobic biotreatment of simulated textile effluent containing varied ratios of starch and azo dye" *Water Research*, pp. 2355-2361, 2000.
- [28] S. Sandhya, S. Padmavathy, K. Swaminathan, Y. Subrahmanyam y S. Kaul, "Microaerophilic-aerobic sequential batch reactor for treatment of azo dyes containing simulated wastewater" *Process Biochemistry*, pp. 885-890, 2005.
- [29] A. Baban, A. Yediler, G. Avaz y S. Hostede, "Biological and oxidative treatment of cotton textile dye-bath effluents by fixed and fluidized bed reactors" *Bioresource Technology*, pp. 1147-1152, 2010.
- [30] B. Bonakdarpou, I. Vyrides y D. C. Stuckey, "Comparison of the performance of one stage and two stage sequential anaerobic-aerobic biological processes for the treatment of reactive-azo-dye-containing synthetic wastewaters" *International Biodegradation & Biodegradation*, pp. 591-599, 2011.
- [31] M. Brik, P. Schoeberl, B. Chamam, R. Braun y W. Funchs, "Advanced treatment of textile wastewater towards reuse using a membrane bioreactor" *Process Biochemistry*, p. 1751-1757, 2006.
- [32] O. Ozdemir, M. Turan, A. Z. Turan, A. Faki y A. B. Engin, "Feasibility analysis of color removal from textile dyeing wastewater in a fixed-bed column system by surfactant-modified zeolite (SMZ)" *Journal of Hazardous Materials*, pp. 647-654, 2009.
- [33] S. Sandhya, K. Sarayu y K. Swaminathan, "Determination of kinetic constants of hybrid textile wastewater treatment system" *Bioresource Technology*, pp. 5793-5797, 2008.
- [34] M. Senthilkumar, G. Gnanaprasam, V. Arutchelvana y S. Nagarajan, "Treatment of textile dyeing wastewater using two-phase pilot plant UASB reactor with sago wastewater as co-substrate" *Chemical Engineering Journal*, pp. 10-14, 2011.
- [35] I. K. Kapdan, M. Tekol y F. Sengul, "Decolorization of simulated textile wastewater in an anaerobic-aerobic sequential treatment system" *Process Biochemistry*, pp. 1031-1037, 2003.
- [36] P. I. M. Firmino, M. E. R. d. Silva, F. J. Cervantes y A. B. d. Santos, "Colour removal of dyes from synthetic and real textile wastewaters in one- and two-stage anaerobic systems" *Bioresource Technology*, p. 7773-7779, 2010.
- [37] B. Manu y S. Chaudhari, "Decolorization of indigo and azo dyes in semicontinuous reactors with long hydraulic retention time" *Process Biochemistry*, pp. 1213-1221, 2003.

- [38] M. Jonstrup, N. Kumar, M. Murto y B. Mattiasson, "Sequential anaerobic-aerobic treatment of azo dyes: Decolourisation and amine degradability" *Desalination*, p. 339-346, 2011.
- [39] Y. Li y D. L. Xi, "Decolorization and Biodegradation of Dye Wastewaters by a Facultative-aerobic Process».
- [40] M. Isik, "Efficiency of simulated textile wastewater decolorization process based on the methanogenic activity of upflow anaerobic sludge blanket reactor in salt inhibition condition" *Enzyme and Microbial Technology*, pp. 399-404, 2004.
- [41] M. Isika y D. T. Sponza, "Biological treatment of acid dyeing wastewater using a sequential anaerobic/aerobic reactor system" *Enzyme and Microbial Technology*, p. 887-892, 2006.
- [42] Y. K. Oh, Y. J. Kim, Y. Ahn, S. K. Song y S. Park, "Color removal of real textile wastewater by sequential anaerobic and aerobic reactors" *Biotechnology and Bio-process engineering*, pp. 419-422, 2004.
- [43] D. Sponza y M. Isik, "Decolorization and azo dye degradation by anaerobic/aerobic sequential process" *Enzyme and Microbial Technology*, pp. 201-110, 2002.
- [44] S. A. Ong, E. Toorisaka, M. Hirata y T. Hano, "Decolorization of azo dye (Orange II) in a sequential UASB-SBR system" *Separation and Purification Technology*, p. 297-302, 2005.
- [45] F. Liu, C. C. Zhao, D. F. Zhao y G. H. Liu, "Tertiary treatment of textile wastewater with combined media biological aerated filter (CMBAF) at different hydraulic loadings and dissolved oxygen concentrations" *Journal of Hazardous Materials*, pp. 161-167, 2008.
- [46] E. Khelifi, H. Gannoun, Y. Touhami, H. Bouallagui y M. Hamdi, "Aerobic decolorization of the indigo dye-containing textile wastewater using continuous combined bioreactors" *Journal of Hazardous Materials*, pp. 683-689, 2008.
- [47] I. Peternel, N. Koprivanac y H. Kusic, "UV-based processes for reactive azo dye mineralization" *Water research*, vol. 40, n° 525 - 532, 2006.
- [48] F. Beltran, "Ozone-UV radiation-hydrogen peroxide oxidation technologies" New York, USA., *Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants.*, 2003.
- [49] M. Muruganandham y M. Swaminathan, "Photochemical oxidation of reactive azo dye with UV-H₂O₂ process" vol. 62, n° 269-275, 2004.
- [50] H. Y. Shu y M. C. Chang, "Decolorization effects of six azo dyes by O₃, UV/O₃ and UV/H₂O₂ processes" vol. 65, n° 25-31, 2005.

- [51] H. Tomiyasu, H. Fukutomi y G. Gordon, “Kinetics and mechanism of ozone decomposition in basic aqueous solution” vol. 24, n° 19, 1985.
- [52] I. Peternel, H. Kusic, N. Koprivanac y B. Locke, “Direct ozone and electrical discharge reactors for reactive dye degradation».
- [53] C. Galindo, P. Jacques y P. Jacques, “Photodegradation of the aminoazobenzene acid orange 52 by three advanced oxidation processes: UV/H₂O₂, UV/TiO₂ and VIS/TiO₂ Comparative mechanistic and kinetic investigations” vol. 130 , n° 35–47, 2000.
- [54] I. T. Peternel, N. Koprivanac, A. M. L. Bozic y H. M. Kusic, “Comparative study of UV/TiO₂, UV/ZnO and photo-Fenton processes for the organic reactive dye degradation in aqueous solution” vol. 148, n° 477–484, 2007.
- [55] M. R. Torres y M. C. Gutiérrez, “Colour removal of three reactive dyes by UV light exposure after electrochemical treatment” vol. 156, n° 114–120, 2010.