

## Biodegradación Anaerobia de Colorantes Azoicos Textiles usando Carbón Activado

Linda V. González<sup>1\*</sup>, Eleazar M. Escamilla<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica. Parque Tecnológico Querétaro Sanfandila, 76703 Sanfandila, Pedro Escobedo, Qro., México.*

*Tel. +52(442)2116034, e-mail: lgonzalez@cideteq.mx.*

<sup>2</sup>*Instituto Tecnológico de Celaya, Departamento de Ingeniería Química, Ave. Tecnológico y Antonio García Cubas S/N, Celaya, Gto., C.P. 38010, México. Tel. +52(461) 6117575.*

**Palabras clave:** colorantes azo, carbón activado, mediador redox, biodegradación

remociones hasta de 99% de color en tiempos de residencia de 3 a 5 horas.

### RESUMEN

La industria textil utiliza en sus procesos colorantes azoicos los cuales son considerados xenobióticos debido a su dificultad para degradarse. Se han propuesto algunas sustancias (principalmente quinonas) que actúen como mediadores redox para acelerar la biodegradación de estos colorantes. En este estudio se analizó la degradación del colorante azo Rojo Reactivo 272 en estudios por lote y utilizando un Biorreactor de Lecho Fijo de Flujo Ascendente usando carbón activado (CA) como soporte. El CA por sus propiedades es un buen adsorbente, provee de una superficie adecuada para fijar y mantener el crecimiento de microorganismos formando biopelículas, y los grupos químicos en su superficie actúan como medidores redox. Los resultados obtenidos a través de diseños de experimentos demuestran que el uso de CA tiene mayor efecto que el de una quinona (Tetrahidroquinona) como mediador redox. Asimismo, se muestra que el % de remoción se incrementa a pH de 5 debido a la disponibilidad de iones  $H_3O^+$ . En la operación en continuo utilizando CA y microorganismos adaptados en el biorreactor se pudieron obtener

**Key words:** azo dyes, activated carbon, redox mediator, biodegradation

### ABSTRACT

The textile industry uses azo dyes in its processes which are considered to be xenobiotics due to their complexity to be degraded. Some substances have been proposed (mostly quinones) to be used as redox mediators to accelerate the biodegradation of these kind of dyes. In this study, the degradation of the azo dye Reactive Red 272 was analyzed in batch test and in an Upflow Fixed Bed Bioreactor using activated carbon (AC) as a carrier. Because of its properties, AC is a good adsorbent material. It provides an excellent surface matrix to fix and to maintain the growth of microorganisms that form biofilms, and its surface chemical groups work as redox mediators. The results achieved through experimental designs prove that the use of AC is more effective than that of the use of quinone (Tetrahydroquinone) as a redox mediator. The experiments also demonstrate that the dye degradation is most effective at a pH 5 because of the increased  $H_3O^+$  ions available. In the

bioreactor using AC and adapted microorganisms, 99% of color removal was achieved using a

---

### INTRODUCCIÓN

La industria textil utiliza grandes volúmenes de agua en su proceso, por lo tanto, se generan grandes cantidades de agua residual con una alta carga de contaminantes. En el proceso de teñido y estampado de telas se genera la mayor fuente de contaminación por el consumo de colorantes y agua; la concentración de colorantes en el agua residual de las empresas textiles puede variar de 100 a 500 mg/L (Sponza & Işik, 2004). Los colorantes utilizados mas frecuentemente son los azoicos cuya característica principal es el enlace insaturado de dos moléculas de nitrógeno, -N=N- (azo). Estos son poco biodegradables, pero se ha demostrado que se pueden establecer las condiciones para que sean completamente reducidos y parcialmente mineralizados, o inclusive completamente degradados (Field *et al.*, 2000; Cervantes *et al.*, 2001; Cervantes *et al.*, 2003).

Algunos procesos han sido propuestos para la degradación de los colorantes azo, entre ellos esta la biodegradación anaerobia. Para ser degradados, los colorantes deben reducirse primeramente por el enlace azo que es el grupo cromóforo, y para esto, la molécula debe de ser el aceptor de electrones en la reacción. El problema con la degradación anaerobia es que las cinéticas son lentas, por lo tanto, para hacer más eficientes los procesos anaerobios se ha investigado el uso de sustancias o materiales que actúen como mediadores redox y aceleren la cinética de reducción; se ha reportado que el factor limitante en la degradación de estos

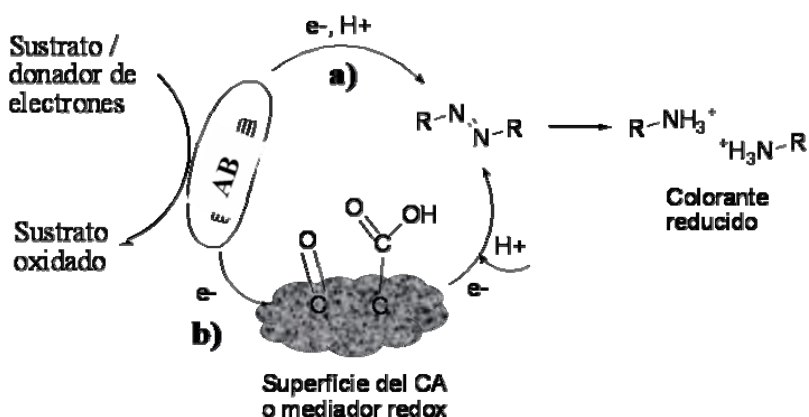
residence time from 3 to 5 hours.

---

compuestos es la transferencia de electrones, ya que son necesarios 4 electrones para romper un enlace azo. Los mediadores redox que se han analizado son las sustancias húmicas ricas en quinonas, quinonas como antraquinona 2,6-disulfonato (AQDS), entre otros (Field *et al.*, 2000; van der Zee *et al.*, 2000; Cervantes *et al.*, 2001; Cervantes *et al.*, 2003).

La función de un mediador redox es transportar electrones de una molécula donadora de electrones a otra receptora. Este tipo de moléculas se han utilizado para la degradación de otros compuestos xenobióticos. Bhushan *et al.* (2006) utilizaron Fe(III), ácido húmico y AQDS como mediadores redox en la degradación de nitro-aminas cíclicas (triazinas y similares) y encontraron que estos mediadores redox no solo aceleran la reacción, sino que estimulan el crecimiento de las bacterias; además, ayudan a hacer más biodisponibles las moléculas de contaminantes complejos para su degradación.

Van der Zee *et al.* (2003) explicaron que la reducción de colorantes azoicos textiles se puede llevar a cabo de cuatro distintas formas: reducción química directa, reducción química mediada, reducción biológica directa y reducción biológica mediada. En biorreactores anaerobios se pueden llevar a cabo los cuatro mecanismos, y de estas rutas, las que se llevan a cabo en mayor porcentaje y de forma paralela son la reducción biológica directa y mediada; éstas se describen en la Fig. 1 usando CA como mediador. Bhushan *et al.* (2006) también



**Fig. 1.** Mecanismos para la reducción de colorantes azo: A) reducción biológica directa, b) reducción biológica mediada por CA (grupos activos en su superficie). AB: Bacteria anaerobia, R: grupo aromático o alifático unidos al enlace azo.

proponen en su trabajo que la degradación, en su caso de nitro-aminas cíclicas, se da de forma paralela por estas dos rutas, siendo la reducción biológica mediada la vía principal y más rápida.

El uso de medios de soporte para fijar a los microorganismos en biorreactores se ha probado para proveer a éstos de una superficie para su crecimiento y para la protección de sustancias inhibitoras. Estos medios de soporte deben de tener en preferencia una superficie rugosa y altamente porosa, características con las que cuenta el carbón activado (CA) por lo que ya ha sido usado para fijar microorganismos en biorreactores usados para remover y degradar contaminantes tóxicos y se le ha llamado Carbón Activado Biológicamente (Duan *et al.*, 2005; Carvalho *et al.*, 2006; Mezohegyi *et al.*, 2007).

El uso de carbón activado (CA) beneficia la reducción de los colorantes azo ya que puede funcionar como mediador redox, además de ser soporte de biomasa (van der Zee *et al.*, 2003; González Gutiérrez, 2006; Mezohegyi *et al.*, 2007). El CA provee de una superficie adecuada para el

crecimiento de microorganismos, es una matriz de adsorción efectiva y los grupos ácidos en la superficie de éste pueden participar en la reacción acelerando la biodegradación. La función de mediador redox consiste en que el CA puede ser aceptor de electrones de la degradación microbiana de sustratos primarios y transferirlos a la molécula de colorante, acelerando su reducción (Fig. 1). Con base en esto, se decidió utilizar un proceso basado en el uso de microorganismos anaerobios adaptados a la degradación de colorantes azo y carbón activado, y así proponer un proceso más eficiente para reducir estos compuestos.

## METODOLOGÍA

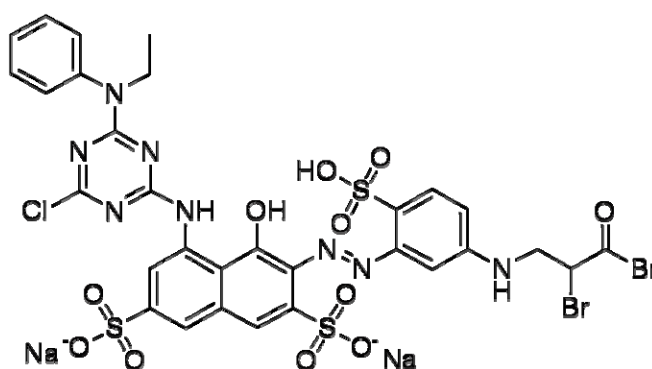
### *Preparación del inóculo y condiciones de mantenimiento.*

Se adaptó un consorcio de microorganismos a las condiciones del agua residual de una industria textil lanera que usa colorantes de tipo reactivo. Se usó agua residual de diferentes partes del proceso (6 L, del proceso de teñido y acabado), se agregó un 5% v/v de estiércol rumial de vaca, 1.5% v/v de

extracto de levadura y 20,000 mg/L de dextrosa (Dr. Eleazar Escamilla, comunicación personal). En el transcurso de la preparación se monitorearon, pH, DQO y sólidos suspendidos volátiles (SSV). Para su mantenimiento, se agregó semanalmente 1000 mg/L de extracto de levadura, 1000 mg/L de dextrosa y 2000 mg/L de rojo Lanazol o rojo reactivo 272.

*Decoloración de rojo reactivo 272 en estudios por lote*

El colorante rojo reactivo se eligió como molécula modelo (Fig. 2). Las pruebas para la decoloración del rojo reactivo se llevaron a cabo en matraces de 500 mL, utilizando como inóculo el consorcio de microorganismos adaptado (20, 30, 40 mL), carbón activado (10, 20, 30



**Fig. 2.** Colorante Rojo Reactivo 272 (Rojo Lanazol CE)

mg), THQ (400, 40, 4 mg) y colorante en concentraciones de 100, 550, 1000 mg/L. Se realizó un diseño de experimentos factorial  $3^4$  y se fraccionó por un método ortogonal (L9) para conocer el efecto de las variables en la degradación. Estos estudios fueron realizados sin control y con control de pH a 5, por duplicado.

*Isotermas de adsorción de colorante sobre CA y características del CA*

Con el fin de conocer la capacidad de adsorción de colorante sobre carbón activado, se realizaron experimentos poniendo en contacto soluciones de 500 mL de distintas concentraciones de colorante rojo (10, 100, 500, 800 y 1000 mg/L) con un gramo

de carbón activado. Las soluciones se mantuvieron hasta que alcanzaron el equilibrio; esto se consideró cuando la concentración del colorante en la solución se mantuvo constante, que fue un tiempo de 5 días. Para esto, se tomaron muestras a distintos tiempos y se monitoreó la concentración de colorante midiendo la absorbancia de la solución a 506 nm. El carbón utilizado es de origen vegetal, las características de éste se muestran en la Tabla 1. La concentración de sitios activos en la superficie del CA se midió mediante el método de titulación de Bohem (Boehm,

**Tabla 1.** Resumen de características del carbón activado utilizado

Material de origen	Cáscara de coco
*Método activación	vapor
*Densidad, g/cm <sup>3</sup>	0.45-0.42
*Área superficial, m <sup>2</sup> /g	550
*Diámetro de partícula promedio, mm (granulometría)	1.03 (12/40)
*Volumen de poro, mL/g	0.32
Porosidad de la partícula $\epsilon_p$	0.139
Diámetro promedio de poro, Å	23.3
Sitios ácidos, meq/g	2.66
Sitios básicos, meq/g	0.15
Adsorción de agua, g H <sub>2</sub> O/g CA	2.27
Humedad	6.8%

\* Proporcionado por el proveedor (Clarimex)

1970; Boehm, 1994; Badosz *et al.*, 1992). La cantidad de masa adsorbida se calculó mediante un balance de masa y los datos obtenidos se ajustaron por el modelo de Freundlich que se expresan matemáticamente por la Ecuación 1 donde k es una constante que indica la capacidad de adsorción y 1/n es la intensidad de la adsorción (Cooney, 1999). El ajuste de parámetros se realizó utilizando el programa Statistica versión 6 (© StatSoft, Inc. 2000).

$$q = kC_e^{1/n} \quad (1)$$

#### *Ensamble del reactor y pruebas en continuo*

Se puso en operación un reactor de vidrio pyrex, de tipo flujo ascendente UAFB (Upflow Anaerobic Fixed Bed) con un lecho fijo de CA de 42% del volumen total de trabajo (541.17 g de CA). Las características del reactor se muestran en la Tabla 2 y un diagrama en la Fig. 3.

**Tabla 2.** Características del reactor en operación

Volumen de trabajo (L)	3
Diámetro interno (cm)	6
Diámetro interno sedimentador (cm)	9.5
Longitud total (cm)	105.5
Porosidad inicial del lecho	0.53

Porosidad en estado estable	0.19
Volumen del lecho fijo (L)	1.24
Velocidad superficial promedio (cm/min)	0.52
Caudal promedio (mL/min)	18
Tiempo de residencia promedio (min)	206.25

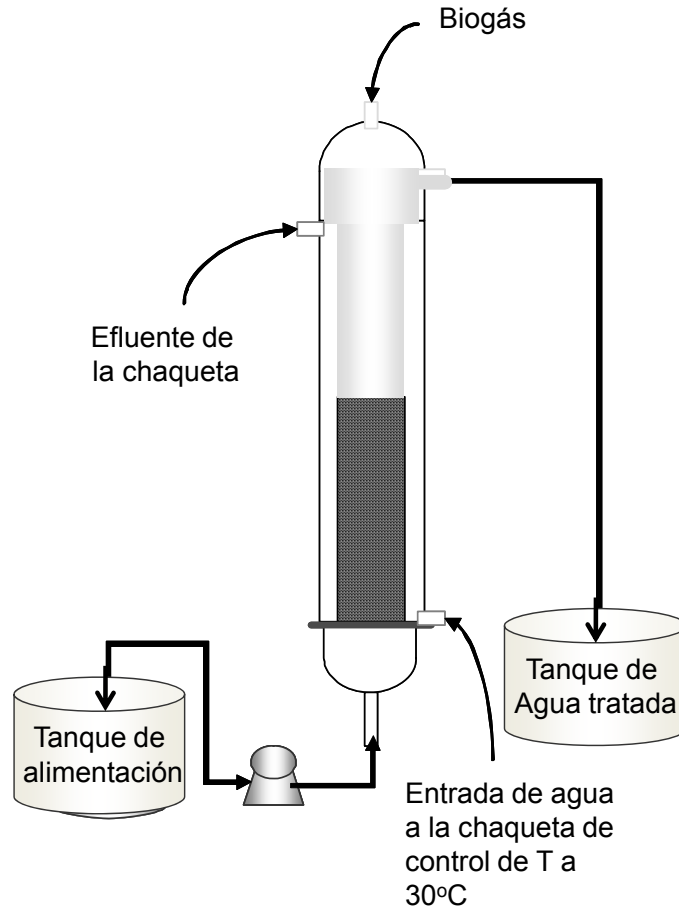


Fig. 3. Reactor de flujo ascendente de lecho fijo (UAFB)

El lecho de CA se saturó con colorante rojo (recirculando solución de colorante en concentraciones de 500 y 1000 mg/L), con el fin de no atribuir la decoloración a solamente una posible adsorción en el carbón activado. Posteriormente se inoculó con un consorcio anaerobio adaptado. Se

realizó un diseño de experimentos  $2^4$  para determinar los principales factores que afectaban la degradación del rojo reactivo en el reactor anaerobio de flujo ascendente bajo distintas condiciones: caudal 18 y 32 mL/min (tiempo de residencia de 3 - 5 h), concentración de colorante

250 y 500 mg/L, dextrosa 500 y 1000 mg/L, extracto de levadura 500 y 1000 mg/L. La dextrosa y el

extracto de levadura se utilizaron como donador de electrones y nutrientes.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Estudios a nivel matraz

Antes de realizar el diseño de experimentos se realizaron pruebas exploratorias para conocer el efecto de la THQ en la degradación y se encontró que la presencia de THQ aumentaba la degradación en un 20% de DQO a 6 días (48 y 68% de remoción sin y con THQ respectivamente). Posteriormente, en el diseño de experimentos se comparó el efecto de CA.

El diseño de experimentos se realizó a pH de 7 y de 5 con el objetivo de analizar el efecto de un pH un poco bajo en la eficiencia de degradación, ya que por referencias se encontró que esta condición acelera la reducción de colorantes azo en función de su estructura molecular (Ramalho *et al.*, 2004); esto es, depende del número de enlaces azo, tipo y número de grupos químicos funcionales como la presencia de grupos sulfonados, triazinas, etc.

Los resultados obtenidos en las pruebas realizadas en el diseño de experimentos se muestran en la Tabla 3. Los porcentajes de remoción de DQO logrados fueron de 53.75 a 93.02% en el estudio a pH de 7 y de 85.62 a 96.79% para el análisis con control de pH a 5.

**Tabla 3.** Condiciones de las pruebas por lote en el diseño de experimentos y porcentajes de remoción obtenidos a pH de 7 y 5.

No. Experimento	C <sub>0</sub> mg/L	Inoculo mL	CA g	THQ mg	% R DQO pH 7	% R DQO pH 5
RL1	100	20	10	4	93.02	88.52
RL2	100	30	20	40	90.47	91.13
RL3	100	40	30	400	90.11	85.62
RL4	550	20	20	400	93.33	96.79
RL5	550	30	30	4	92.67	94.04
RL6	550	40	10	40	59.17	83.00
RL7	1000	20	30	40	83.50	91.91
RL8	1000	30	10	400	59.61	87.00
RL9	1000	40	20	4	53.75	91.42

CA: Carbón Activado, C<sub>0</sub> = concentración inicial de color, THQ: Tetrahydroquinona, %R: porcentaje de remoción.

En promedio se pueden alcanzar mayores remociones a pH de 5 en comparación a 7. El

efecto observado del pH en la remoción se debe a que, a valores de pH bajos se tiene mayor

concentración de iones  $H_3O^+$ , ya que se consumen seis protones en el rompimiento del enlace azo (Ramalho *et al.*, 2004).

La Tabla 4 muestra el análisis de varianza obtenido mediante el análisis estadístico del

**Tabla 4.** Análisis de varianza para el diseño de experimentos en matraz a pH de 7.

<b>Factores</b>	<b>S. C.</b>	<b>G. L.</b>	<b>C. M.</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Concentración	<b>2006.92</b>	<b>2</b>	<b>1003.46</b>	<b>52.6814</b>	<b>0.00001</b>
Inóculo	<b>1506.18</b>	<b>2</b>	<b>753.090</b>	<b>39.5371</b>	<b>0.00004</b>
Carbón activado	<b>990.687</b>	<b>2</b>	<b>495.343</b>	<b>26.0054</b>	<b>0.00018</b>
THQ	33.5640	2	16.7820	0.88105	0.44725
Error	171.429	9	19.0480		
Total S.C.	4708.78	17			

$R^2 = 0.964$ . S.C.: Suma de cuadrados. G.L.: Grados de Libertad. C. M. Cuadrados medios. F: Valor de distribución de probabilidad. P: valor P.

diseño de experimentos a pH de 7; se resaltan los factores con mayor efecto en la remoción de colorante, la concentración inicial de colorante, cantidad de inóculo y carbón activado.

El efecto importante del CA se debe a que la primera etapa de remoción de colorante es la adsorción a su superficie y biosorción sobre las células del consorcio, además del inicio de la reacción bioquímica, al haber mayor cantidad de CA, hay mayor superficie para la adsorción y para

la formación de biopelícula. Se tomó una muestra de CA usado y se determinó el contenido de SSV que fue de 159.1 mg SSV/g CA, que corresponde a la cantidad de biomasa que se fija al carbón como biopelícula.

Mediante las Tablas 4 y 5, se observó que la cantidad de THQ no tiene un efecto importante en la remoción de DQO o degradación de colorante, esto debido a que solo funciona como mediador de las reacciones redox en la reducción

**Tabla 5.** Análisis de varianza para el diseño de experimentos en matraz a pH de 5.

<b>Factores</b>	<b>S. C.</b>	<b>G. L.</b>	<b>C. M.</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Concentración	24.7363	2	12.3681	1.24278	0.33374
Inóculo	<b>103.926</b>	<b>2</b>	<b>51.9628</b>	<b>5.22134</b>	<b>0.03124</b>
Carbón activado	<b>147.675</b>	<b>2</b>	<b>73.8375</b>	<b>7.41935</b>	<b>0.01248</b>
THQ	21.1841	2	10.5921	1.06432	0.38468
Error	89.5681	9	9.95201		
Total S.C.	387.089	17			

$R^2 = 0.77$ . S.C.: Suma de cuadrados. G.L.: Grados de Libertad. C. M. Cuadrados medios. F: Valor de distribución de probabilidad. P: valor P.

del colorante, sin embargo, los experimentos que contenían la mayor cantidad de THQ tuvieron menor remoción respecto al resto, lo que indica que la quinona pudiera tener un efecto inhibitorio sobre el consorcio de microorganismos a 400 mg/L. Por otro lado, el CA también contiene grupos químicos funcionales en su superficie (carboxílicos, carbonilos, etc.), que brindan el efecto de mediador redox; esto es, aceptan electrones y los transfieren para reducir al colorante. Por lo tanto, el efecto de mediador redox de la quinona es opacado por los grupos en la superficie del carbón.

Los factores con mayor efecto en la remoción de colorante a pH de 5 se señalan en la Tabla 5; éstos fueron la cantidad de CA y de inóculo, más aún que la concentración inicial de colorante. Este resultado respecto a la concentración de CA en el medio explica también el aumento en la remoción a pH de 5: cuando se incrementa la acidez de la solución, la cantidad de grupos oxigenados en la superficie de CA aumenta, por lo tanto, la superficie se oxida activando e incrementando la cantidad de grupos ácidos. Esto lleva a un aumento del potencial redox del CA así como del medio, beneficiando la reducción del colorante.

El CA presentó una concentración de sitios ácidos de 2.66 meq/L, de tipo carboxílicos y lactónicos, y una concentración de sitios básicos de 0.15 meq/L, lo que indica que existen suficientes sitios ácidos que pueden brindar el efecto de mediador redox. La concentración de los sitios activos en la superficie del carbón depende del tipo y grado de oxidación que haya recibido el carbón, sin embargo, estos valores son comparables con los reportados para otros carbones (Bandosz *et al.*, 1992) e indican que la superficie de este CA es esencialmente ácida.

Para descartar que este efecto se debiera a un incremento en la capacidad de adsorción de colorante se obtuvieron las isotermas de adsorción de éste a pH de 7 y 5, y se obtuvo una máxima capacidad de adsorción de 211 mg/g de CA, a pH 7. Las isotermas de adsorción se representaron mejor por el modelo de Freundlich y se muestran en la Fig. 4. Las constantes fueron:  $k = 14.4$  y  $16.21$  L/mg,  $1/n = 0.394$  y  $0.362$ , sin control de pH y pH de 5 respectivamente.

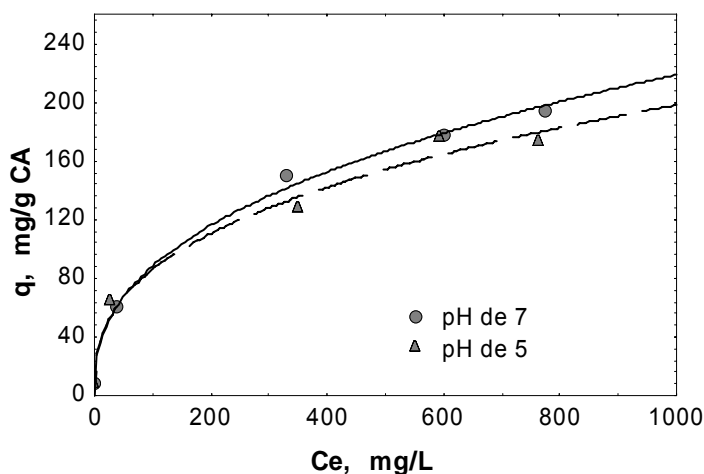


Fig. 4. Isotermas de adsorción a pH de 7 y 5 (Temperatura 28-30°C).

Por lo tanto, los factores de peso en la degradación del colorante son la cantidad de carbón activado y de inóculo. Debido a que el efecto de la quinona no es importante y el efecto de mediador redox lo brinda el CA, no conviene agregarla al agua a tratar porque elevaría los costos.

*Estudios en el Reactor de lecho Fijo de flujo ascendente*

Mediante los resultados obtenidos en los estudios en matraz se identificaron los factores importantes para la degradación del colorante rojo; con base en éstos se fijaron las condiciones a utilizar en la operación en continuo en el reactor de flujo ascendente con lecho fijo de CA, y se operó controlando el pH a 5 y la temperatura entre 28 y 30°C desde su arranque. En la inoculación del

reactor se adsorbió 11.6 mg SSV/g CA, que se fijó a la superficie de CA como biopelícula. El crecimiento de microorganismos sobre la superficie del reactor continuó en la etapa de operación; el grosor promedio de biopelícula y concentración de biomasa en el reactor en etapas posteriores depende de la velocidad superficial de flujo dentro del reactor, sin embargo, estos parámetros no se determinaron experimentalmente.

En las pruebas en continuo realizadas de acuerdo al diseño de experimentos se obtuvieron porcentajes de remoción de color de 91.4 a 98.6% y de remoción de DQO fue de 16.3 a 56%. Estos se muestran la Tabla 6 junto a las condiciones de operación aplicadas en cada prueba. La remoción de DQO obtenida es un indicativo del alcance en grado de degradación del colorante y los compuestos aromáticos derivados de su reducción, por lo que estos son más

**Tabla 6.** Condiciones de operación de las pruebas en continuo en el diseño de experimentos y porcentajes de remoción de color y DQO obtenidos.

No.	Q mL/min	C <sub>0</sub> color	C <sub>0</sub> dextrosa	C <sub>0</sub> levadura	CO Kg/m <sup>3</sup> d	% R DQO	% R color
1	18	250	500	500	12.77	52.3	97.2
2	32	250	500	1000	23.91	30.0	97.8
3	18	500	500	1000	18.19	53.3	98.6
4	32	500	500	500	19.12	36.1	98.6
5	18	250	1000	1000	30.26	56.0	91.4
6	32	250	1000	500	44.30	37.7	91.5
7	18	500	1000	500	23.53	55.0	97.7
8	32	500	1000	1000	35.86	16.3	96.6

%R: porcentaje de remoción. CO: Carga orgánica. C<sub>0</sub> concentración inicial en mg/L.

bajos que la remoción de color. Se obtuvo mayor grado de degradación operando a tiempos de residencia mayores (5 h).

En la Tabla 7 se muestra el análisis de varianza del diseño de experimentos respecto a la

**Tabla 7.** Análisis de varianza para el diseño de experimentos para el proceso en continuo, respecto a la remoción de color.

Factores	S. C.	G. L.	C. M.	F	P
(1) Q	0.01500	1	0.01501	0.02378	0.88126
(2) C <sub>0</sub> color	<b>46.9568</b>	<b>1</b>	<b>46.9568</b>	<b>74.4157</b>	<b>0.00003</b>
(3) C <sub>0</sub> dextrosa	<b>56.5880</b>	<b>1</b>	<b>56.5880</b>	<b>89.6790</b>	<b>0.00001</b>
(4) C <sub>0</sub> levadura	0.10730	1	0.10726	0.16998	0.69096
Interacción 1 y 2	0.86960	1	0.86956	1.37805	0.27420
Interacción 1 y 3	0.62020	1	0.62016	0.98281	0.35054
Interacción 1 y 4	20.6798	1	20.6798	32.7727	0.00044
Error	5.04800	8	0.63101		
Total S.C.	130.884	15			

R<sup>2</sup>= 0.961. S.C.: Suma de cuadrados. G.L.: Grados de Libertad. C. M. Cuadrados medios. F: Valor de distribución de probabilidad. P: valor P.

remoción de color como respuesta y en la Tabla 8 respecto a la remoción de DQO. Respecto a

**Tabla 8.** Análisis de varianza para el diseño de experimentos para el proceso en continuo respecto a la remoción de DQO.

Factores	S. C.	G. L.	C. M.	F	P
(1) Q	<b>2326.62</b>	<b>1</b>	<b>2326.62</b>	<b>36.7177</b>	<b>0.00030</b>
(2) C <sub>0</sub> color	57.3810	1	57.3810	0.90556	0.36916
(3) C <sub>0</sub> dextrosa	11.7990	1	11.7990	0.18621	0.67748
(4) C <sub>0</sub> levadura	164.224	1	164.224	2.59172	0.14609
Interacción 1 y 2	58.9820	1	58.9820	0.93084	0.36290
Interacción 1 y 3	76.5630	1	76.5630	1.20828	0.30365
Interacción 1 y 4	216.973	1	216.973	3.42418	0.10141
Error	506.919	8	63.3650		
Total S.C.	3419.46	15			

R<sup>2</sup>= 0.852. S.C.: Suma de cuadrados. G.L.: Grados de Libertad. C. M. Cuadrados medios. F: Valor de distribución de probabilidad. P: valor P.

la remoción de color, la concentración de colorante en el influente y la concentración de dextrosa fueron los factores determinantes. La dextrosa añadida al agua con colorante es importante tanto como fuente de carbono para los microorganismos como donador de electrones, que es necesario para la degradación de este tipo colorantes (van der Zee *et al.*, 2003; Hong *et al.*, 2007). Para remover la

DQO, el factor más importante es el caudal de trabajo, por lo tanto, el tiempo de residencia en el reactor, ya que al disminuir éste, se reduce el tiempo de reacción para el colorante y por lo tanto para la degradación de los productos de la reducción.

En la Fig. 5 se describe el mecanismo de reducción del colorante, el primer paso para su

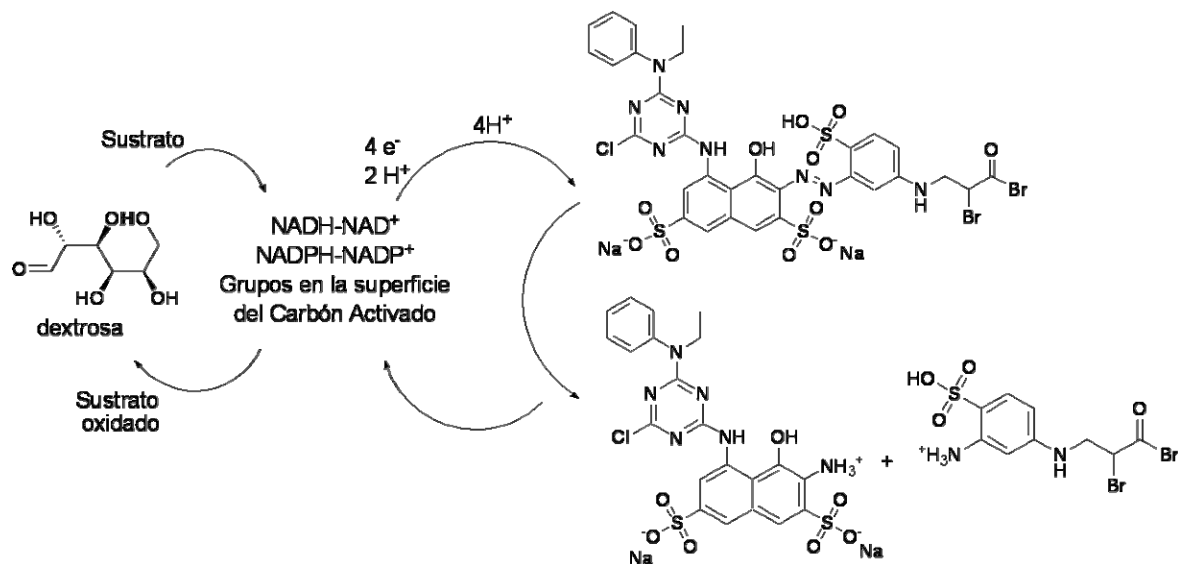


Fig. 5. Reducción del colorante Rojo reactivo 272.

degradación. En ésta se explica cómo se lleva a cabo la reducción de la molécula de colorante al romperse el enlace azo debido a la transferencia de electrones por un mediador redox, que pueden ser los grupos químicos activos en la superficie del CA y/o enzimas extracelulares a partir de un sustrato primario (dextrosa). En esta etapa, la dextrosa adicionada al agua sirve como fuente de carbono para los microorganismos en el reactor y como fuente de los equivalentes reductores para el rompimiento de la molécula por el enlace azo, que da la decoloración. Por lo tanto, al fluir el agua a través del reactor bioempacado, el colorante se difunde de la solución a la superficie de la biopartícula, se adsorbe en la superficie y reacciona, por lo tanto, se reduce adsorbido en las partículas compuestas por biomasa y CA. Al continuar ascendiendo el agua a través del reactor se van degradando también las moléculas orgánicas resultantes de la reducción del colorante, logrando una remoción de hasta de 55% DQO (tiempo de residencia 5 h).

## CONCLUSIÓN

Mediante el proceso anaerobio de lecho fijo propuesto, se logró degradar el colorante rojo reactivo 272 eficientemente, obteniendo hasta ~99% de remoción de color y 56% de DQO, con tiempos de residencia del orden de horas (3-5 h). El carbón activado provee de una superficie adecuada para retener biomasa y fomentar su crecimiento, pero se comprobó que además de esta función, participa en la reducción del colorante como mediador redox, mejorando la reacción de degradación gracias a los sitios químicos activos en su superficie (principalmente ácidos). Además, el CA usado adsorbió hasta 211 mg colorante/g de CA del colorante rojo reactivo analizado.

La capacidad de remoción (DQO) aumentó a pH de 5 respecto a pH de 7, debido que a valores de pH bajos hay mayor disponibilidad de protones para la reducción del colorante, y probablemente la capacidad de mediación redox del CA se mejore. Por esto, se operó el reactor de lecho fijo con empaque de CA a pH de 5.

En el reactor UAFB se lleva a cabo la degradación por medio de un proceso de adsorción-biodegradación. El CA adsorbe colorante y biomasa, e interactúa como mediador redox, por lo que se degradaría en la superficie de las biopartículas. Por lo tanto, la degradación de colorantes azo por este tipo de proceso es abiótico-biótico.

## REFERENCIAS

- Bandosz TJ, Jagiello J & Schwarz J (1992) Comparison of methods to assess surface acidic groups on activated carbons. *Anal. Chem.* 64: 891-895.
- Boehm HP (1970) Chemical identification of surface groups. Heidelberg, Alemania.
- Boehm HP (1994) Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. *Carbon*, 32: 759-769.
- Bhushan B, Halasz A, Hawari J (2006) Effect of Iron(III), humic acids and anthraquinone-2,6-disulfonate on biodegradation of cyclic nitramines by *Clostridium* sp. EDB2. *J. Appl. Microbiol.* 100: 555-563.
- Carvalho MF, Ferreira JR, Pacheco CC, De Marco P, Henriques IS, Correia A, Castro PML (2006) Long-term performance and microbial dynamics of an up-flow fixed bed reactor established for the biodegradation of fluorobenzene. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 71: 555–562.
- Cervantes FJ, Van der Zee FP, Lettinga G, Field JA (2001) Enhanced decolourisation of acid orange 7 in a continuous UASB reactor with Quinones as redox mediators. *Wat. Sci. Tech.* 44: 123-128.
- Cervantes FJ, Duong-Dac T, Roest K, Akkermans ADL, Lettinga G, Field JA (2003) Enrichment and immobilization of quinone-respiring bacteria in anaerobic granular sludge. *Water Sci. Technol.* 48: 9-16.
- Cooney DO (1999) Adsorption design for wastewater treatment. CRC Press, Lewis publishers, Estados Unidos de América.
- Duan H, Yan R, Choon Chiaw Koe L (2005) Investigation on the mechanism of H<sub>2</sub>S removal by biological activated carbon in a horizontal biotrickling filter. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 69: 350–357.
- Field JA, Cervantes FJ, Van der Zee FP, Lettinga G (2000) Role of quinones in the biodegradation of priority pollutants: a review. *Water Sci. Technol.* 42(5-6): 215-222.
- González Gutiérrez LV (2006) Estudio de la degradación de un colorante azo rojo reactivo en un biorreactor anaerobio de flujo ascendente. Tesis Doctoral, Instituto Tecnológico de Celaya, México.
- Hong Y, Chen X, Guo J, Xu Z, Xu M, Sun G (2007) Effects of electron donors and acceptors on anaerobic reduction of azo dyes by *Shewanella decolorationis* S12. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 74:230–238.
- Mezohegyi G, Kolodkin A, Castro UI, Bengoa C, Stuber F, Font J, Fabregat A (2007) Effective Anaerobic Decolorization of Azo Dye Acid Orange 7 in Continuous Upflow Packed-Bed Reactor Using Biological Activated Carbon System. *Ind. Eng. Chem. Res.* Publicado en la Web 06/27/2007.
- Ramalho PA, Cardoso MH, Cavaco-Paulo A, Ramalho MT (2004) Characterization of azo reduction activity in a novel ascomycete yeast strain. *Appl. Environ. Microbiol.* 70:2279-2288.
- Sponza DT & Işik M (2004) Decolorization and inhibition kinetic of Direct Black 38 azo dye with

granulated anaerobic sludge. *Enzyme Microb. Technol.* 34: 147–158.

van der Zee FP, Lettinga G, Field JA (2000) The role of (auto)catalysis in the mechanism of an anaerobic azo reduction. *Water Sci. Technol.* 42: 301-308.

van der Zee FP, Bisschops IAE, Lettinga G (2003) Activated carbon as an electron acceptor and redox mediator during the anaerobic biotransformation of azo dyes. *Environ. Sci. Technol.*, 37: 402-408.