

## افزایش بازده اقتصادی حذف مواد رنگزا از پساب صنعتی در روش‌های انعقاد الکتریکی و شیمیایی

اعظم پیرکرمی<sup>۱</sup>، لیلا فریدونی<sup>۲\*</sup>، مهدی مهرپویا<sup>۳</sup> و کامبیز تحویلداری<sup>۴</sup>

۱- دانشجوی دکترای مهندسی رنگ، گروه پژوهشی رنگ و محیط زیست، موسسه علوم و فناوری رنگ و پوشش، تهران، ایران

۲- دانشجوی دکترای شیمی کاربردی، دانشکده شیمی، واحد شمال تهران، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

۳- استادیار گروه انرژی‌های تجدید پذیر و محیط زیست، دانشکده علوم و فنون نوین، دانشگاه تهران، تهران، ایران

۴- استادیار شیمی کاربردی، دانشکده شیمی، واحد شمال تهران، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

دریافت: فروردین ۱۳۹۴، بازنگری اول: اردیبهشت ۱۳۹۴، بازنگری دوم: خرداد ۱۳۹۴، پذیرش: تیر ۱۳۹۴

**چکیده:** این پژوهش حذف رنگ‌های اسیدی از پساب صنایع نساجی به وسیله فرایند انعقاد شیمیایی با  $Al_2(SO_4)_3$  و  $FeSO_4$  و انعقاد الکتریکی به وسیله الکترودهای آهن برای سه رنگ اسید قرمز ۸۸، اسید نارنجی ۲ و اسید آبی ۹۲ را گزارش می‌کند، هم چنین اثرات مربوط به غلظت اولیه رنگ، میزان منعقد کننده، pH اولیه و شرایط اختلاط، به منظور به حداکثر رساندن رنگبری مورد بررسی قرار گرفت. نتیجه‌های انعقاد شیمیایی نشان داد بدون در نظر گرفتن شرایط فرایند،  $Al_2(SO_4)_3$  به مراتب موثرتر از  $FeSO_4$  بود. بازده حذف رنگ  $Al_2(SO_4)_3$  با مقدار  $40 \text{ mg/l}$  در گستره‌ی pH ۲ تا ۱۰ و غلظت رنگ تا ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر تا ۹۰٪ به دست آمد؛ همانند انعقاد الکتریکی، بازده حذف رنگ تا ۹۶٪ در گستره pH ۴ تا ۹ با هزینه اجرایی بالاتری به دست آمد. انعقاد الکتریکی مزایای بیشتری از جمله پایداری در برابر تغییرات pH و کاهش هزینه‌های فرایند در مقایسه با انعقاد شیمیایی نشان داد.

**واژه‌های کلیدی:** انعقاد شیمیایی، انعقاد الکتریکی، رنگ اسیدی،  $FeSO_4$ ،  $Al_2(SO_4)_3$

### مقدمه

تولید شده که نه تنها حاوی غلظت‌های بالای ترکیبات آلی غیر قابل تجزیه، نمک حل شده و مواد جامد معلق است، بلکه دارای مقدار زیادی رنگ، pH های مختلف از ۲ تا ۱۲ و گاهی اوقات دماهای بالا نیز است [۲]. روش‌های بسیاری در مقالات برای حذف رنگ از پساب‌های حاوی رنگ توصیف شده است [۲ و ۲۸]. این روش‌ها شامل جذب سطحی (برای مثال، با کربن فعال، دانه‌های سیلیکا، آلونیت، بنتونیت، کائولینیت)، انعقاد، لخته‌سازی، اکسایش شیمیایی (کلر زنی، استفاده از ازون) تخریب نوری ( $UV/H_2O_2$ ،  $UV/TiO_2$ )، فوتوالکتروکاتالیست و غیره [۳ و ۱۷]

به لحاظ رشد فزاینده‌ی جمعیت به همراه رشد فزاینده‌ی صنعت و کشاورزی، آب سالم در جهان دچار کمبود شده و در نتیجه ضرورت تصفیه و بازیابی مجدد آب‌های مصرفی اهمیت ویژه‌ای پیدا کرده است. از میان صنایع متفاوت، صنایع نساجی در جهان و در کشور ما به شدت گسترش یافته است و از این میان واحدهای رنگرزی صنایع نساجی به دلیل مصرف مواد شیمیایی رنگزای بسیار زیاد، از آلاینده‌های اصلی محیط زیست است. در صنایع مذکور مقدار قابل توجهی آب مصرف می‌شود [۱]، در نتیجه حجم بالایی از پساب

است.

در واقع، انعقاد شیمیایی یکی از رایج‌ترین و عملی‌ترین روش‌ها برای از بین بردن اشکال کلوئیدی آلودگی ناشی از پساب و برای کاهش اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) است. این روش، شامل بی‌ثبات کننده‌های کلوئیدی، تجمع و اتصال آن‌ها و ته‌نشینی می‌شود؛ در نهایت لجن تشکیل شده می‌تواند در اثر ته‌نشینی و یا با شناورسازی حذف شود. بی‌ثبات کننده‌ها در ابتدا قدرت یونی را افزایش می‌دهند، که باعث فشرده سازی لایه دوگانه و یا خنثی سازی بار ذرات سطحی با جذب یون‌هایی با بار مخالف می‌شود، که با استفاده از افزایش مواد شیمیایی که منعقد کننده و ته‌نشین کننده نامیده می‌شوند و به طور معمول با تنظیم pH همراه است صورت می‌گیرد [۱۸]. منعقد کننده‌ها به طور مستقیم در پساب در انعقاد شیمیایی معمولی زیاد می‌شوند، اما می‌توان آن‌ها را در محل، با آبکافت در فرایند انعقاد الکتریکی دیگر ایجاد کرد. در انعقاد الکتریکی، منعقد کننده از اکسایش الکترولیتی یک آند قربانی، به طور معمول از جنس آلومینیم یا آهن، که منجر به انحلال الکترودی کاتیون‌های فلزی، مانند  $Al^{3+}$  و یا  $Fe^{3+}$  همانند انعقاد شیمیایی می‌شود، به دست می‌آید [۱۹ و ۲۲]. هم در انعقاد شیمیایی و هم در انعقاد الکتریکی، این کاتیون‌ها منجر به باردار شدن ذرات موجود معلق می‌شود و این ذرات را به شکل هیدروکسیدهای پلیمری آمورف رسوب می‌دهد که حذف آلودگی را از طریق یک ساز و کار غیر ویژه که به طور معمول از آن به انعقاد روبشی یا لخته‌سازی روبشی نام برده می‌شود، افزایش می‌دهد [۲۳ و ۲۲]. در انعقاد الکتریکی، اکسیداسیون الکترولیتی فلز نیز با کاهش آب به آنیون‌های هیدروکسید در کاتد همراه می‌شود. واکنش اصلی به صورت زیر است:

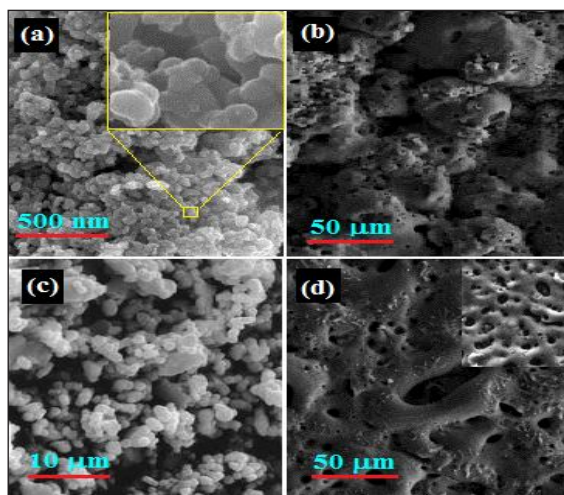


انعقاد الکتریکی برای رنگبری و حذف کدورت رنگ فاضلاب نساجی واقعی، با وجود بازده حذف کمتر به طور معمول ارزان تر از انعقاد شیمیایی گزارش شده است. در واقع، هزینه‌های فرایند به مدت زمانی که الکترودهای آهن مورد استفاده قرار گیرد قرار

### بخش تجربی

#### مواد شیمیایی

رنگ‌های آزوی به کار رفته در آزمایش‌ها که شامل اسید قرمز ۸۸، اسید نارنجی ۲، اسید آبی ۹۲ بود از شرکت Mecrk آلمان خریداری شده بود. NaOH و HCl برای تنظیم pH ترکیب به کار رفتند. الکترولیت، NaCl بود که همه مواد از Mecrk خریداری شد.



شکل ۱ تصاویرهای SEM نمونه‌ها: (a)  $Al(SO_4)_3$  اولیه، (b)  $Al(SO_4)_3$  پس از فرایند انعقاد شیمیایی، (c)  $FeSO_4$  اولیه و (d)  $FeSO_4$  پس از فرایند انعقاد شیمیایی

#### آزمایش انعقاد الکتریکی

راکتور انعقاد الکتریکی شامل یک مخزن مستطیل شکل با حجم کل یک لیتر بود. الکترود آهن مستطیلی ( $1 \times 20 \times 200$  میلی‌متر) هم به عنوان آند و کاتد مورد استفاده قرار گرفت. فاصله بین دو الکترود ۱۰ میلی‌متر بود است که یک مقدار معمولی در سل‌های انعقاد الکتریکی است [۲۶]. قبل از استفاده، این واکنشگاه با یک محلول آبی HCl برای تمیز کردن به منظور حذف روکش شسته شد. آزمایش‌های انعقاد الکتریکی در حالت پیوسته تحت شرایط حالت پایدار در دمای اتاق ( $25 \pm 2$  °C) انجام شد. به منظور یافتن این که چگونه شرایط حالت پایدار به دست می‌آید، جذب در هر ۳ دقیقه به منظور بالا بردن دقت خوانده شد. انعقاد الکتریکی همیشه با استفاده از منبع تغذیه DC دیجیتال و ثبت کننده پتانسیل واکنشگاه (U)، در طول آزمایش در مد شدت ثابت انجام شد. دانسیته جریان (J) بین ۱۰ تا  $60 \text{ mA/cm}^2$  بود. مصرف انرژی الکتریکی ویژه در هر کیلوگرم از رنگ حذف شده (Edye) و مصرف الکترود ویژه به ازای هر کیلوگرم رنگ ( $\mu\text{Fe}$ ) به صورت فرمول زیر [۳۰] محاسبه شد:

$$E_{\text{dye}} = (KWh/Kq \text{ dye}) = UI/1000Q (C_0R\%) \quad (4)$$

$$\mu_{\text{Fe}} (KqFe/Kq\text{dye}) = 3600M_{\text{Fe}} \Phi_{\text{Fe}}/3F I/Q(C_0R\%) \quad (5)$$

#### روش کار

رنگ‌های مورد استفاده باغلظتی بین ۵۰ و  $300 \text{ mg/l}$  تهیه شدند. محلول‌های سنتزی با مخلوط کردن رنگ در آب در یک مخزنی که به صورت مکانیکی هم زده می‌شد، تهیه شد. pH اولیه فاضلاب سنتزی بین ۲ و ۱۰ و نیز طبق مراجع [۳ و ۷]، قدرت یونی و در نتیجه هدایت فاضلاب، با افزایش سدیم کلرید (۱ گرم بر لیتر) تنظیم شد. در واقع سدیم کلرید نمکی با سمیت پایین در سطح متوسط، دارای هزینه معقول، رسانایی و حلالیت بالاست. افزون بر این همواره نشان داده شده است که اثر ناچیزی بر pH اولیه فاضلاب سنتزی دارد. غلظت رنگ (C) در گستره‌ی ۳۰۰ تا  $800 \text{ nm}$  UV-Vis، با استفاده از اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شد. نمونه‌ها قبل از جذب سنجی سانتریفوژ شدند.

در تمامی آزمایش‌ها برای اندازه‌گیری درصد بازده حذف از معادله ۳ استفاده شده است.

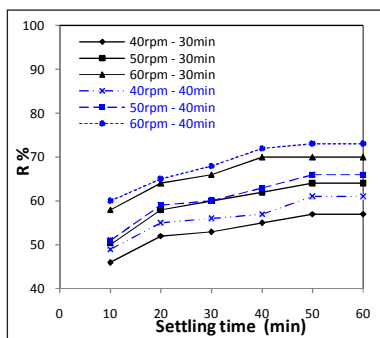
$$CR(\%) = \frac{C_0 - C}{C} \times 100 \quad (3)$$

که در این معادله C غلظت محلول در پایان هر آزمایش و،  $C_0$  غلظت رنگ در پساب مصنوعی است.

#### آزمایش‌های انعقاد شیمیایی

انعقاد شیمیایی در مد Batch با اجرای یک سری از آزمایش‌ها در یک واکنشگاه ۱۰۰۰ میلی‌لیتری انجام شد. آلومینیم سولفات  $Al_2(SO_4)_3$  و هم آهن سولفات  $FeSO_4$  به عنوان منعقد کننده شیمیایی پیشنهاد شده است [۴ تا ۱۱]. آزمایش در دمای اتاق ( $25 \pm 2$  °C)، با استفاده از نمونه‌های ۱۰۰۰ میلی‌لیتری پساب و با به کار بردن شش غلظت متفاوت منعقد کننده در گستره‌ی ۳۰ تا  $130 \text{ ppm}$  انجام شد. در طی آزمون، انعقاد شیمیایی در سرعت‌های همزدن (۴۰، ۵۰ و  $60 \text{ rpm}$ ) برای دو مقدار زمان اختلاط (به ترتیب ۳۰ و ۴۰ دقیقه) مورد مطالعه قرار گرفت. پس از توقف هم زدن، زمان ته‌نشینی آغاز می‌شد. زمان ته‌نشینی بین ۱۰ و ۶۰ دقیقه تغییر داده شد، در طی مرحله انعقاد، جذب در هر ۱۰ دقیقه به منظور بررسی تکامل حذف رنگ نسبت به زمان اندازه‌گیری شد.

عنوان منعقد کننده با غلظت ۳۰ mg/l، غلظت اولیه محلول رنگی ۱۰۰ mg/l در pH برابر با ۷ را نشان می‌دهد. داده‌های تجربی نشان می‌دهد که بازده رنگبری R% هم با زمان ته‌نشینی و هم با افزایش زمان اختلاط و با سرعت اختلاط در گستره‌ی مورد مطالعه افزایش می‌یابد. همچنین تنها مقادیر سرعت چرخش متوسط برای جلوگیری از شکستن لخته‌ها در طول شکل گیری‌شان در این کار مورد مطالعه قرار گرفته است. در سرعت چرخش بالاتر از ۵۰ rpm در زمان اختلاط میزان R% به تقریب ثابت باقی می‌ماند. در نهایت، زمان ته‌نشینی عاملی است که ضعیف‌ترین اثر را پس از تنها چند دقیقه نشان داد تنها اختلاف ناچیز R% در زمان‌های بالاتر از ۱۰ دقیقه ته‌نشینی مشاهده شد.



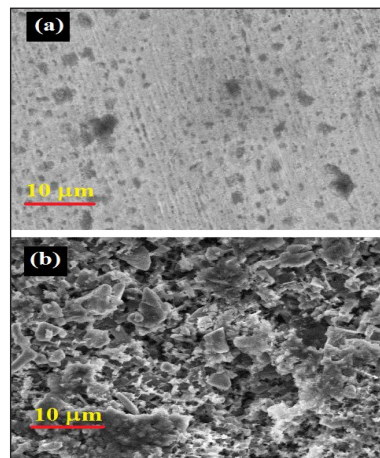
شکل ۳ اثر سرعت اختلاط، زمان اختلاط و زمان ته‌نشینی بر بازده حذف رنگ با استفاده از انعقاد شیمیایی،  $C_0=100$  mg/l، pH اولیه ۷، منعقد کننده:  $Al_2(SO_4)_3$  با غلظت ۳۰ mg/l

بنابراین، در شکل ۳ عامل عمل کننده‌ی بهینه، زمانی مشاهده شده است که سرعت چرخش ۶۰ دور بر دقیقه، زمان اختلاط ۴۰ دقیقه و زمان ته‌نشینی ۵۰ دقیقه بود و حداکثر بازده حذف رنگ تنها ۷۳٫۲٪ است. با این حال، این مقدار به منزله یک نتیجه ضعیف است که هنوز می‌تواند برای مثال با تغییر نوع و غلظت منعقد کننده، بهبود یابد. به همین دلیل، تنها مقدار زمان اختلاط ۴۰ دقیقه به طور سامانه ای در آزمایش‌های بعدی با سرعت چرخش ۶۰ دور بر دقیقه استفاده شد. البته با تغییر دادن زمان ته‌نشینی و سرعت چرخش می‌توان بازدهی فرایند را افزایش داد و در واقع این عمل تأثیر مثبتی بر هزینه‌های فرایند در مقایسه با افزایش غلظت منعقد کننده دارد.

در این فرمول‌ها از غلظت رنگ محلول آبی اولیه ( $Kg/m^3$ )، شدت جریان I (A)، ولتاژ U (V)، وزن مولی آهن (MFe) برابر با  $0.05584$ ، ثابت فارادی F ( $96487$  C/mol)، و بازده فارادهای  $\Phi_{Fe}$  انحلال آهن استفاده شده است. به صورت نسبت کاهش وزن الکترودهای آهن در طی آزمایش  $\Delta m_{exp}$  و مقدار آهن مصرفی به دست آمده از راه نظری در آند ( $\Delta m_{th}$ ) تخمین زده می‌شود که در آن t (h) زمان آبکافت است.

$$\Phi_{Fe} = \frac{\Delta m_{exp}}{\Delta m_{th}} = \frac{\Delta m_{exp}}{3F/I \times K_{Fe} \times t} \quad (6)$$

سطح الکتروود با SEM پیش و پس از فرایند انعقاد الکتریکی مورد بررسی قرار گرفت. این تصاویر نشان‌دهنده آن است که سطح این الکتروود در واکنش درگیر بوده، و سطح الکتروود آهن طی فرایند دچار خوردگی شده و از حالت یکنواخت و صیقلی خارج شده و دارای حفرات و شیارهایی می‌شود که گویای خوردگی در سطح این الکتروود است (شکل ۲).



شکل ۲ تصویر SEM (a) الکتروود آهن (آند) اولیه و (b) الکتروود آهن پس از فرایند انعقاد الکتریکی

## نتیجه‌ها و بحث

### انعقاد شیمیایی

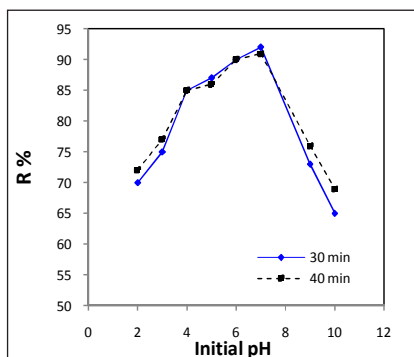
#### تأثیر زمان اختلاط، زمان ته‌نشینی و سرعت اختلاط

شکل ۳ اثر سرعت اختلاط را در گسترده‌ی ۴۰ تا ۶۰ rpm به عنوان تابع زمان ته‌نشینی برای ۳۰ و ۴۰ دقیقه زمان اختلاط به ترتیب نشان می‌دهد. در این شکل مورد خاص  $Al_2(SO_4)_3$  به

حال این سکو به منطقه دیگری که در آن R% دوباره افزایش می‌یابد (غلظت بالاتر از ۱۰۰ ppm منعقد کننده) ختم می‌شود. در نتیجه بازده ۹۱% حذف نه تنها در ۱۲۰ mg/l غلظت منعقد کننده تحت شرایط تجربی به دست آمد، بلکه همین نتیجه با  $Al_2(SO_4)_3$  ۴۰ mg/l نیز به دست آمد. از نقطه نظر اقتصادی،  $Al_2(SO_4)_3$  تنها به مقدار کمی گران تر از  $FeSO_4$  است [۲۶]، که برتری  $Al_2(SO_4)_3$  به عنوان منعقد کننده را تأیید می‌کند.

#### اثر pH اولیه

pH اولیه پساب یک عامل مهم در فرایند انعقاد است [۲۶]. تنها استفاده از منعقد کننده در pH برابر با ۷، حذف حداکثر رنگ را نشان می‌دهد. اثر pH اولیه بر حذف رنگ را در شکل ۵ نشان داده شده است. می‌توان به این نتیجه رسید که رنگبری در گستره‌ی pH بین ۶ و ۷ موثرترین است و مقدار R% در این گستره به بین ۸۹% و ۹۱% است. در این گستره بار مثبت آلومینیم و گونه‌های  $Al(OH)_3$  نامحلول، گونه‌های غالب هستند. کاتیون‌ها قادر به تماس اولیه با گونه‌های خنثی هستند زیرا ذرات کلوئیدی به طور معمول دارای بار منفی هستند [۲۶].

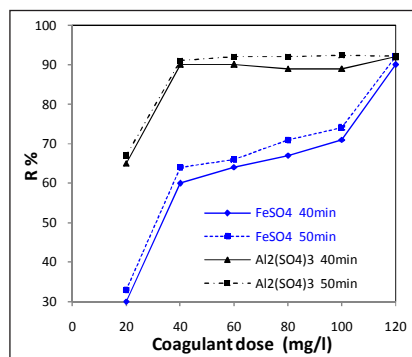


شکل ۵ اثر pH اولیه و زمان اقامت بر بازده حذف رنگ با استفاده از انعقاد شیمیایی،  $C_0=100$  mg/l، pH اولیه ۷، سرعت اختلاط ۶۰ دور بر دقیقه، زمان اختلاط ۴۰ دقیقه: منعقد کننده  $Al_2(SO_4)_3$

در شکل ۵، حداکثر بازده حذف رنگ در pH اولیه ۷ مشاهده می‌شود. با این حال، pH در طول فرایند انعقاد با توجه به شکل‌گیری  $Al(OH)_3$  تغییر می‌کند. pH یکی از عوامل مؤثر بر راندمان

#### اثر غلظت منعقد کننده

برای  $Al_2(SO_4)_3$ ، نتیجه‌های تجربی در شکل ۴ نشان داده شده است. تمام عامل‌ها، به جز غلظت منعقد کننده ثابت نگه داشته شد. این را می‌توان به وضوح دید که حذف رنگ با افزایش غلظت  $Al_2(SO_4)_3$  تا یک مقدار مشخص افزایش یافته است. به‌طور خلاصه، برای مقدار اولیه pH برابر با ۷، بازده حذف رنگ با افزایش میزان محتوای منعقد کننده از غلظت ۲۰ mg/l به ۱۲۰ mg/l ۴۰٪ افزایش یافت که مقدار R% نزدیک به ۹۵٪ در زمان ته نشینی ۵۰ دقیقه بود در حالی که افزایش بیشتر  $Al_2(SO_4)_3$  از این مقدار، تنها تغییرات کوچکی در بازده حذف داشت. همانطور که در شکل ۳، بدون در نظر گرفتن غلظت منعقد کننده می‌توان دید زمان اقامت هم به تقریب تأثیری بر حذف رنگ ندارد. در شکل ۴ منحنی R% هنگامی که غلظت منعقد کننده بین ۶۰ mgpp و ۱۲۰ است، بدون در نظر گرفتن زمان اقامت، به ظاهر یک سکو را نشان می‌دهد.



شکل ۴ اثر غلظت منعقد کننده بر بازده حذف رنگ با استفاده از انعقاد شیمیایی،  $C_0=100$  mg/l، pH اولیه ۷، سرعت اختلاط ۶۰ دور بر دقیقه، زمان اختلاط ۴۰ دقیقه: مقایسه بین منعقد کننده  $FeSO_4$  و  $Al_2(SO_4)_3$

#### اثر نوع منعقد کننده

اثر غلظت  $FeSO_4$  بر R% در شرایط مشابه با  $Al_2(SO_4)_3$  در شکل ۴ مقایسه شده است. برای  $FeSO_4$ ، منحنی‌های R% شکل ۴ ابتدا افزایش سریع R% را برای  $FeSO_4$  تا ۴۰ ppm نشان می‌دهند، سپس به یک منطقه‌ی سکو دارای یک مقدار R% پایین‌تر از  $Al_2(SO_4)_3$  حدود ۶۵% ختم می‌شود. با این

در صورت افزایش غلظت رنگزا، مقدار لخته‌های آلومینیم هیدروکسید موجود در محیط برای رنگبری مولکول‌های رنگزای اضافی کافی نیست. در نتیجه بازده رنگبری کاهش می‌یابد. در این روش یکی از مهم‌ترین طرق حذف آلودگی‌ها توسط لخته‌ها، پدیده جذب سطحی است و چون ظرفیت جذب لخته‌ها محدود بوده و تا غلظت مشخصی از مولکول‌های آلودگی را می‌توانند جذب کنند مطابق با نتیجه‌ها، پس از غلظت ۲۵۰ ml/l ظرفیت جذب سطحی کم می‌شود.

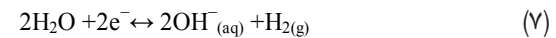
قابل ذکر است که ابتدا جذب غلظت‌های متفاوت محلول شاهد خوانده شد و سپس با استفاده از منحنی درجه بندی به دست آمده از این جذب‌ها غلظت محلول‌های مجهول به دست آمد و با استفاده از فرمول (۳) مقدار بازده حذف رنگ حاصل شد.

با این حال قابل توجه ترین نکته در مقادیر کم  $C_0$ ، بازده ضعیف انعقاد شیمیایی است، هنگامی که  $C_0$  به صفر متمایل می‌شود برخلاف انتظار  $R\%$  به  $100\%$  متمایل نمی‌شود. افزایش غلظت اولیه رنگ باعث کاهش بازده حذف می‌شود. در حالی که کاهش بیش از حد غلظت همان طور که در بالا نشان داده شده است بازده را کاهش می‌دهد. بنابراین، به نظر می‌رسد که یک نسبت بهینه میان غلظت رنگ و انعقاد کننده وجود دارد که انعقاد را افزایش می‌دهد. به عنوان یک نتیجه، فرایند انعقاد مبتنی بر  $Al_2(SO_4)_3$  به نظر قوی می‌رسد، زیرا  $R\%$  می‌تواند به بیش از  $80\%$  برسد (زمانی که  $C_0$  بین  $75$  و  $350$  mg/l و غلظت انعقاد کننده  $40$  mg/l است)  $R\%$  می‌تواند بالاتر از  $90\%$  نیز قرار گیرد (هنگامی که  $C_0$  بین  $150$  و  $250$  mg/l باشد)، اما باید اشاره کرد که  $R\%$  با سرعت بیشتری در حضور غلظت اولیه کم رنگ، نسبت به زمانی که این غلظت بالاست، کاهش می‌یابد.

#### مقایسه با انعقاد الکتریکی

یک فرایند مداوم انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای آهن به طور مؤثری می‌تواند رنگزای اسیدی به کار رفته در کار را حذف کند [۸]. بازده حذف رنگ بین  $80\%$  و  $96\%$  می‌تواند در همان گستره pH که انعقاد شیمیایی به طور مؤثری عمل کرد، با استفاده

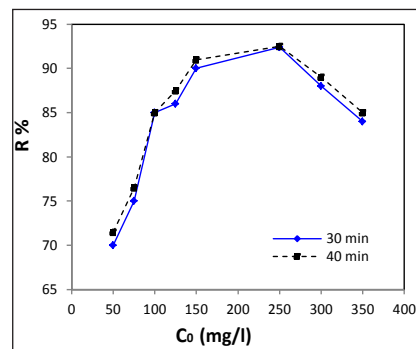
رنگ‌بری در فرآیند انعقاد الکتروشیمیایی است. در pH های پایین به علت غلظت بالای پروتون، هیدروکسیدهای تولید شده از احیاء آب در کاتد به سرعت خنثی شده و بازده تولید هیدروکسید فلزی که عامل اصلی رنگبری محلول کاهش می‌یابد. با افزایش غلظت  $OH^-$  طبق اصل لوشاتیه، واکنش به سمت چپ جابه‌جا می‌شود،



و بازده واکنش احیاء آب کاهش می‌یابد و به دنبال آن چگالی جریان کم می‌شود و یون تولیدی در اکسایش آند کاهش می‌یابد. بنابراین، غلظت هیدروکسید فلز کاسته می‌شود و منجر به کاهش بازده رنگبری می‌شود.

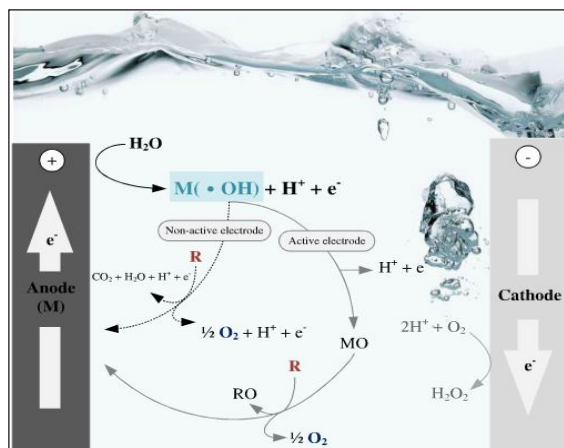
#### اثر غلظت اولیه رنگ

شکل ۶ تکامل بازده حذف رنگ را به عنوان تابعی از غلظت اولیه رنگ ( $C_0$ ) با استفاده از شرایط مطلوب به دست آمده قبلی برای سرعت و زمان اختلاط، غلظت منعقد کننده، زمان ته‌نشینی و pH نشان می‌دهد. در این شکل، تغییرات  $R\%$  برای محلول‌های رنگی با غلظت‌های متفاوت بین  $50$  و  $350$  mg/l تحت تصفیه با انعقاد شیمیایی نشان داده شده است. برای غلظت رنگ بالاتر از  $100$  mg/l،  $75\%$  بازده بالاتر از  $80\%$  به دست می‌آید. در شکل ۶، منحنی  $R\%$  به سرعت به عنوان یک تابع از  $C_0$  تا  $100$  mg/l افزایش می‌یابد. بین غلظت اولیه  $150$  و  $250$  mg/l،  $R\%$  با شیب ملایمی به  $92\%$  می‌رسد. برای مقادیر بالاتر  $R\%$ ،  $C_0$  کاهش می‌یابد به گونه‌ای برای غلظت اولیه  $350$  mg/l به کمتر از  $85\%$  می‌رسد.



شکل ۶ اثر غلظت اولیه رنگ و زمان ته‌نشینی بر بازده حذف رنگ با استفاده از انعقاد شیمیایی: سرعت اختلاط ۶۰ دور بر دقیقه، زمان اختلاط ۴۰ دقیقه، pH اولیه ۷، منعقد کننده  $Al(SO_4)_3$

با آنیون‌های هیدروکسید در کاتد است. چون که pH محیط در طول انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتریکی تغییر می‌کند، در این روش یک محلول بافر به دلیل تشکیل  $\text{OH}^-$  (معادله ۲) ایجاد شده که مانع از تغییرات بسیار pH می‌شود.

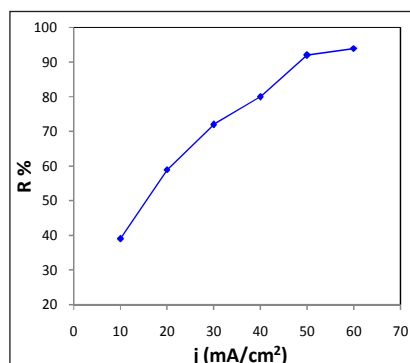


شکل ۸ سازوکار فرایند انعقاد الکتریکی [۲۹]

#### مقایسه اقتصادی

در انعقاد شیمیایی هزینه‌های عملیاتی مربوط به منعقد کننده و قدرت مورد نیاز برای مخلوط کردن است، چون شرایط اختلاط آهسته در طول انعقاد و مراحل ته‌نشینی لازم است، نیروی لازم در مقایسه با انعقاد ناچیز خواهد بود ( $28000 : \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ریال / کیلوگرم). در انعقاد الکتریکی، هزینه‌های عملیاتی استخراج، به طور همزمان از مصرف انرژی ویژه  $E_{dye}$  و مصرف جرم ویژه الکترودها  $\mu_{Fe}$  به دست می‌آید. این مقادیر به عنوان یک تابع از  $j$  ( $\text{mA}/\text{cm}^2$ ) در گستره‌ی بهینه pH برای NaCl،  $1 \text{ g/l}$  و یک زمان ۱۵ دقیقه‌ای برای اقامت تخمین زده شده است. برای انعقاد الکتریکی، هزینه‌های عملیاتی را می‌توان به راحتی با استفاده از اطلاعات قیمت گذاری برای برق (برق بازار ایران  $430$  ریال / کیلووات ساعت) و فلز آهن (بورس فلزات ایران:  $8000$  ریال / کیلوگرم) برآورد کرد. بر اساس دو معادله‌ی (۴) و (۵)، هر دو  $E_{dye}$  و  $\mu_{Fe}$  مشخص هستند که به صورت  $Q \sim \tau / 1$  تغییر می‌کنند، که به هر حال تنها وقتی درست است که  $R\%$  با  $\tau$  تغییر قابل توجهی نکند. به نظر می‌رسد که تقریب  $Q \sim \tau / 1 \sim E_{dye}$  و  $Q \sim \tau / 1 \sim \mu_{Fe}$

از انعقاد الکتریکی با غلظت اولیه در حدود  $100 \text{ mg/l}$  به دست آید. pH یک عامل مؤثر در بازده جریان است. همان طور که در مورد انعقاد الکتریکی انتظار می‌رفت؛  $j$  نمی‌تواند به تنهایی سرعت تولید لخته را تعیین کند اما می‌تواند تولید حباب‌های  $\text{H}_2$  را تنظیم کند و از این رو، به طور همزمان بر مخلوط کردن و رشد لخته‌ها تأثیر می‌گذارد. نتیجه‌های تجربی در شکل ۷ خلاصه شده است و نشان می‌دهد که مقدار بازده حذف رنگ به دست آمده برای انعقاد الکتریکی مشابه با بازده انعقاد شیمیایی است. یک افزایش چگالی جریان از  $20$  به  $60 \text{ mA}/\text{cm}^2$  افزایش  $R\%$  از  $38.7$  تا  $96.1$  را به همراه داشت.



شکل ۷ اثر چگالی جریان  $j$  بر بازده حذف رنگ با استفاده از انعقاد الکتریکی،  $C_0 = 100 \text{ mg/l}$ ، زمان اقامت ۱۵ دقیقه، pH برابر با ۷، و  $\text{NaCl}$  برابر با  $1 \text{ g/l}$

لخته و توده‌های منعقد شده با جذب سریع آلاینده‌های محلول و نامحلول،  $\text{O}_2$  و  $\text{H}^+$  موجود در سطح الکتروود مطابق شکل ۸ به  $\text{H}_2\text{O}_2$  حفره و الکترون و در نهایت رادیکال‌های هیدروکسیل و سوپراکسیل شده و در نهایت این رادیکال‌ها به آلاینده‌های آلی حمله کرده و آن‌ها را به  $\text{H}_2\text{O}$ ،  $\text{CO}_2$  و کلئوئیدهای ساده تر تبدیل می‌کنند. اما کلئوئیدها یا جامدات معلق نیز ممکن است به سادگی در رسوبات در حال رشد وارد شوند. با وجود کاهش آلودگی مؤثر، لخته رفت و برگشتی به طو معمول معایبی را برای تشکیل لخته‌های انبوه نشان می‌دهد که به راحتی با اقامت در انعقاد شیمیایی حذف می‌شوند و هم چنین منجر به تشکیل مقادیر زیادی از لجن می‌شوند که بایستی در تصفیه مد نظر واقع شوند. در انعقاد الکتریکی اکسایش الکتروولیتی فلز نیز توأم با کاهش آب

ساده نیست محاسبات اقتصادی به منظور مقایسه مناسب انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتریکی صحیح نیست. این را ابتدا باید ذکر کرد که هزینه تجهیزات انعقاد الکتریکی ارزان تر از انعقاد شیمیایی است. برای انعقاد الکتریکی، زمان اقامت برای انعقاد / لخته و جداسازی لجن می‌تواند بین ۱۰ و ۱۵ دقیقه تنظیم شود. در حالی که حداقل ۴۰ دقیقه مدت زمان عملیات برای انعقاد شیمیایی مورد نیاز است. این زمان شامل ۳۰ دقیقه برای انعقاد و ۱۰ دقیقه برای ته‌نشینی است (شکل ۱). در حجم پساب ثابتی که باید تصفیه شود این منجر به حجم تجهیزات از ۲/۸ برای انعقاد شیمیایی به ۴/۵ برابر برای انعقاد الکتریکی می‌شود. چون هزینه‌های عملیاتی از انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتریکی در حد متوسط است. بنابراین، یک هزینه عملیاتی بالاتر می‌تواند برای انعقاد الکتریکی به دلیل سرمایه گذاری کمتر در تجهیزات قابل تحمل باشد. با این حال، یکی دیگر از عامل‌هایی که باید برای تغییرپذیری خواص پساب بر  $R\%$  به حساب آید، pH و غلظت رنگ می‌باشند. این‌ها در دو زیر مجموعه‌های زیر مورد بحث قرار گرفته‌اند.

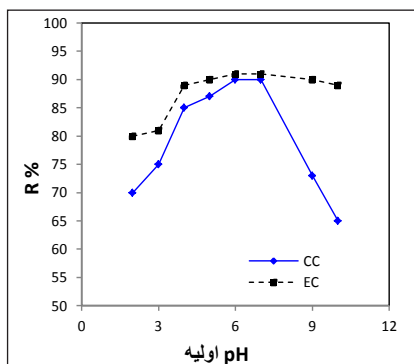
#### اثر غلظت رنگ

حساسیت افزایش  $R\%$  به عنوان تابعی از غلظت اولیه رنگ ( $C_0$ ) برای انعقاد الکتریکی و انعقاد شیمیایی پیشنهاد شده‌اند. نتیجه‌های تجربی در شکل ۹ گزارش شده است. آن‌ها به وضوح نشان می‌دهند که هنگامی که  $C_0$  کمتر از  $100 \text{ mg/l}$  باشد انعقاد الکتریکی برای رنگبری موثرتر می‌باشد در حالی که انعقاد شیمیایی در مقادیر بالاتر ( $C_0$ ) بسیار موثرتر بود. همانطور که از شکل ۶ انتظار می‌رفت. در واقع، مقادیر  $R\%$  حدود ۹۰٪ می‌تواند با انعقاد شیمیایی به دست آید، هنگامی که  $C_0$  بین  $150$  و  $250 \text{ mg/l}$  قرار گیرد، در حالی که انعقاد الکتریکی هنگامی که  $C_0$  بین  $50$  و  $125 \text{ mg/l}$  قرار گرفت موثرتر بود. در شکل ۹ هم چنین به نظر می‌رسد که حداکثر مقدار  $R\%$  (۹۵٪)، با انعقاد الکتریکی به دست آمده است در حالی که مقدار  $R\%$  از ۹۲٪ با استفاده از انعقاد شیمیایی در یک مقدار pH که در آن تصفیه بایستی به تقریب منجر به حداکثر بی رنگ شدن شود، تجاوز نمی‌کند. این ممکن

را می‌توان تنها زمانی مورد استفاده قرار داد که  $\tau$  بالاتر از ۱۰ دقیقه باشد. از سوی دیگر، در حالی که  $\mu_{Fe}$  را می‌توان مستقل از هدایت آب به عنوان نخستین تقریب در نظر گرفت،  $E_{dye}$  در حدود  $1/ \kappa$  تغییر می‌کند در واقع هنگامی معادله (۶) قابل تأیید است که پتانسیل الکترودها در مقایسه با سهم مقاومت فاز مایع ناچیز باشد که این فرض از معادله (۴) استنباط می‌شود. بنابراین، در فرایند انعقاد الکتریکی، افزایش ۱ گرم سدیم کلرید در آب یون زدایی شده نشان داده شد که توان مورد نیاز را نصف می‌کند، اما باعث آلودگی ثانویه با آنیون‌های کلرید می‌شود. با این حال آنیون‌های کلرید نیز می‌توانند به صورت کلر فعال مانند آنیون‌های هیپوکلریت اکسید شوند و در نتیجه به حذف آلودگی کمک کنند. محاسبات نشان می‌دهد که انعقاد شیمیایی ارزان‌ترین فرایند است اگر چه گاهی اوقات تفاوت کوچکی با انعقاد الکتریکی دارد. با این حال در شرایط بهینه انعقاد الکتریکی حدود ۲ برابر گران تر از انعقاد شیمیایی است. از نقطه نظر اقتصادی،  $\mu_{Fe}$  به نظر می‌رسد که یک نقش کلیدی را در هزینه‌های عملیاتی فرایند انعقاد الکتریکی بازی کند. مصرف آهن می‌تواند تا ۸۰٪ از کل هزینه‌های عملیاتی برای انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای آهن بیافزاید. کاهش  $J$  از  $60$  به  $10 \text{ mA/cm}^2$  و  $\tau$  از  $15$  به  $10$  دقیقه، یکی دیگر از دلایلی است که بر هزینه‌های عملیاتی تأثیر دارند. چون  $J$  و  $\tau$  به نسبت یکسانی کاهش می‌یابند،  $J$  باید اثر قویتری را نسبت به  $\tau$  بر  $E_{dye}$  و اثر مشابه بر  $\mu_{Fe}$  داشته باشد اما این تفاوت با توجه به سهم ضعیف  $E_{dye}$  در هزینه‌های عملیاتی حذف می‌شود. افزایش رسانایی پساب هزینه عملیاتی را بالا می‌برد، زیرا پساب به طور معمول مقدار رسانایی بالا را نشان می‌دهد. مقادیر زیادی نمک برای افزایش رسانایی مورد نیاز است در حالی که رسانایی تنها در  $E_{dye}$  عمل می‌کند. در نهایت جدول ۱ به صورت برجسته نشان می‌دهد که مقدار فلز آزاد شده به مراتب در انعقاد شیمیایی نسبت به انعقاد الکتریکی پایین‌تر است. با این حال این جدول به روشنی نشان می‌دهد که انعقاد الکتریکی را می‌توان بهینه کرد به طوری که هزینه‌های عملیاتی انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتریکی نزدیک شوند. در نتیجه مقایسه بین انعقاد الکتریکی و انعقاد شیمیایی



pH، افزایش می‌یابد و پس از pH برابر با ۸ برای انعقاد الکتریکی تنها اندکی کاهش می‌یابد در حالی که برای انعقاد شیمیایی به شدت کاهش می‌یابد. در نتیجه انعقاد شیمیایی به مراتب نسبت به انعقاد الکتریکی به pH حساس تر است به ویژه هنگامی که مقدار pH اولیه بالاتر از ۷ باشد. همان طور که انتظار می‌رود، این روند به نفع انعقاد الکتریکی است زیرا استفاده از انعقاد شیمیایی نیازمند تنظیم اضافی pH در موقعیت‌های ویژه است.



شکل ۱۰ مقادارهای pH پساب نهایی/خروجی برای مقادارهای pH اولیه بعد از انعقاد شیمیایی: (سرعت اختلاط ۶۰ دور در دقیقه، زمان اختلاط ۴۰ دقیقه، به عنوان منعقد کننده با غلظت اولیه ۴۰ mg/l، زمان ته‌نشینی ۴۰ دقیقه) و انعقاد الکتریکی: (z = ۵۰ mA/cm<sup>2</sup>، زمان اقامت ۱۵ دقیقه)، C<sub>0</sub> = ۱۰۰ mg/l و NaCl = ۱ g/l

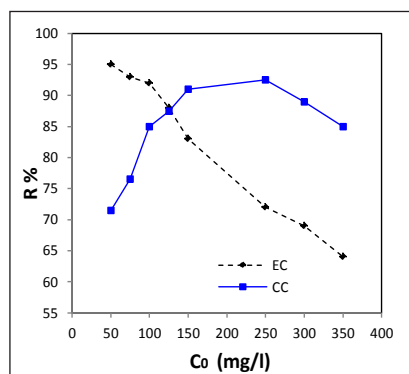
جدول ۱ مقایسه فرایند انعقاد الکتریکی و انعقاد شیمیایی

	انعقاد شیمیایی	انعقاد الکتریکی					
		شرایط ۱	شرایط ۲	شرایط ۳	شرایط ۴	شرایط ۵	شرایط ۶
t or τ (min)	۴۰	۱۵	۱۵	۱۵	۱۵	۱۵	۱۵
J (mA/cm <sup>2</sup> )	-	۶۰	۵۰	۴۰	۳۰	۲۰	۱۰
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ml/l	۴۰	-	-	-	-	-	-
NaCl (g/l)	-	۱	۱	۱	۱	۱	۱
R <sub>CoL</sub> (%)	۹۰٫۴	۹۶٫۱	۹۳٫۲	۸۰٫۵	۷۳٫۱	۸۵٫۳	۳۹٫۰

### نتیجه گیری

در این کار انعقاد شیمیایی برای حذف رنگ با استفاده از رنگ اسید قرمز ۸۸، اسید نارنجی ۲ و اسید آبی ۹۲ در یک پساب سنتزی به عنوان یک مدل استفاده شده است. انعقاد شیمیایی هنگامی که Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> به عنوان منعقد کننده مورد استفاده

است به این واقعیت نسبت داده شود که انعقاد الکتریکی قادر به اکسید کردن آلاینده‌ها نیز است در حالی که انعقاد شیمیایی نیست. با این حال تفاوت بین هر دو روش هم چنان کم است. شاید به دلیل این که رنگ‌های اسیدی به طور ضعیفی قابل اکسید شدن هستند. در نتیجه گستره‌ی مربوطه که در آن انعقاد الکتریکی و انعقاد شیمیایی حداکثر مقدار R% را نشان می‌دهند به شدت متفاوت است و این یک معیار کلیدی برای انتخاب در فرایند تصفیه پساب را تشکیل می‌دهد.



شکل ۹ اثر غلظت رنگ پساب بر بازده حذف رنگ با استفاده از انعقاد شیمیایی CC (سرعت اختلاط ۶۰ دور در دقیقه، زمان اختلاط ۴۰ دقیقه، به عنوان منعقد کننده با غلظت ۴۰ mg/l، زمان ته‌نشینی ۴۰ دقیقه) و انعقاد الکتریکی EC (z = ۵۰ mA/cm<sup>2</sup>، زمان اقامت ۱۵ دقیقه)، C<sub>0</sub> = ۱۰۰ mg/l و NaCl = ۱ g/l

### اثر pH

یکی دیگر از تفاوت کلیدی بین انعقاد الکتریکی و انعقاد شیمیایی اثر pH اولیه است. در واقع انعقاد الکتریکی باید یک ظرفیت بافری را نشان دهد که مانع از تغییرات بسیار بالای pH همانند انعقاد شیمیایی شود. در شکل ۱۰ تأثیر مربوط به pH در فرایند انعقاد الکتریکی و انعقاد شیمیایی نشان داده شده است. با استفاده از انعقاد الکتریکی، pH پساب تمایل به مقدار pH بافری دارد که حدود ۷ است. در نتیجه زمانی که ترسیب، سازوکار کلیدی حذف آلودگی باشد، انعقاد الکتریکی مقدار pH را در گستره‌ی حفظ می‌کند که در آن Fe(OH)<sub>2</sub> نامحلول گونه غالب آهن باشد. این موضوع، اثر چشمگیری در اثر حذف رنگ دارد. همان‌طور که در شکل ۱۰ نشان داده شده است، R% با افزایش

حال نشان داده شد که این عیب انعقاد الکتریکی با سرمایه گذاری تجهیزات کمتر و با یک استحکام بالاتر در برابر تغییرات pH به ویژه در غلظت کم رنگ از بین می‌رود. در نتیجه انعقاد شیمیایی احتمالاً ساده‌ترین روش برای بی رنگ کردن و به طور کلی تر برای تصفیه پساب نساجی باقی است. با این حال انعقاد الکتریکی یک فرایند جایگزین رقابتی است که نباید نادیده گرفته شود و پتانسیل بالایی را برای تصفیه پساب نساجی دارد.

قرار گیرد به عنوان یک فرآیند قوی برای رنگبری است. یک بازده حذف حدود ۹۰٪ می‌تواند با غلظت اولیه ۴۰ mg/l برای  $Al_2(SO_4)_3$  در گستره‌ی pH از ۶ تا ۷ و غلظت رنگ بین ۱۵۰ تا ۲۵۰ mg/l به دست آید. مقایسه بین انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای آهن نشان داد که هزینه‌های عملیاتی مشابه می‌تواند با هر دو روش به دست آید، هر چند بهینه سازی بیشتری برای فرایند انعقاد الکتریکی مورد نیاز است. با این

## مراجع

- [1] Aksu, Z.; Tatli, I.A.; Tunç, O.; J. Chem Eng, 142, 23–39, 2008.
- [2] Can, O.T.; Kobya, M.; Demirbas, Bayramoglu, E.M.; Chemosphere, 62, 181–187, 2006.
- [3] Chen, G.H.; Chen, X.M.; Yue, P.L.; J. Environ. Eng. ASCE., 126, 858–863, 2000.
- [4] Xinhua, Xu.; Zhu, X.; Chemosphere, 56, 889–894, 2004.
- [5] Guivarch, E.; Oturan, N; Oturan, M.A.; Chem. Lett., 1, 165–168, 2003.
- [6] Muruganathan, M.; Raju, G.B.; Prabhakar, S.; J. Sep. Purif. Technol., 40, 69–75, 2004.
- [7] Panizza, M.; Michaud, P.A.; Cerisola, G.; Cominellis, C.; J. Electroanal. Chem., 507, 206–214, 2001.
- [8] Hunsom, M.; Pruksathorn, K.; Damronglerd, S.; Vergnes, H.; Duverneuil, P.; Water Res, 39, 610–616, 2005.
- [9] Neppolian, B.; Sakthivel, S.; Arabindoo, B.; Murugesan, V.; J. Hazard.Mater., 89, 303–317, 2002.
- [10] Rauf, M.A.; Bukallah, S.B.; Hamour, F.A.; Nasir, A.S.; J. Chem. Eng., 137, 238–243, 2008.
- [11] Ruan, X.; Zhao, H.; Chen, S.; Zhao, Y.; Environ. Pollut., 147, 409–414, 2007.
- [12] Zaroual, Z.; Azzi, M.; Saib, N.; Chainet, E.; J. Hazard.Mater., 131, 73–78, 2006.
- [13] Kule, Z.; ius, S.; J. Appl. Electrochem., 37, 415–420, 2007.
- [14] Dinga, Y.; Yangb, C.; Zhua, L.; Zhanga, J.; J. Hazard.Mater., 175, 96–103, 2010.
- [15] Duan, J.; Gregory, J.; J. Colloid.Interface., 102, 475–502, 2003.
- [16] Daneshvar, N.; Oladegaragoze, A.; J. Hazard. Mater., 129, 116–122, 2006.
- [17] Heidmann, I.; J. Hazard.Mater., 152, 934–941, 2008.
- [18] Kokal, V.; Doliska, A.; Eichlerovi, I.; Baldrain, P.; Nerud, F.; J. Enzyme. Microb. Tech., 40, 1673–77, 2007.
- [19] Zhao, M.F.; Liu, P.; Micropor and Mesopor. Mat., 112, 419–424, 2008.
- [20] Bukhari, A.; J. Bio Tech., 99, 914–921, 2008.
- [21] Chen, G.H.; Yue, X.M.; Chen, P.L., J. Environ. Eng. ASCE., 126, 858–863, 2000.
- [22] Izares, C.; Mart nez, P.; Jime nez, F.; Saez, C.; Rodrigo, M.A.; J. Hazard.Mater., 151, 44–51, 2007.
- [23] Katal, R.; J. Desalination, 265, 199–205, 2011.
- [24] Bayramoglu, M.; Eyvaz, M.; Kobya, M.; J. Chem. Eng., 128, 155–161, 2007.
- [25] Daneshvar, N.; A. Sorkhabi, H.; Kasiri, M.B.; J. Hazard.Mater., B112, 55–62, 2004.
- [26] Chen, G.H.; J. Sep. Purif. Technol., 38, 11–41, 2004.

- [27]Sudeh, R.; Islam, M.; Saiful,D.; Sazawa, K.; Okazaki, T.; Hata, N.; Taguchi, S.; Kuramits, H.; JECE, 3, 770-774, 2015.
- [28]Aleboyeh, A.; Kasiri, M.; Aleboyeh, H.; J. Environ manag, 113, 426-431, 2012.
- [29]José, R.P.; Guillermo, T.M.; Jesús, L. V.; Víctor, V.;Gregorio-González, Z.; J. Adv.Chem. Eng.Sci., 3,7, 2013.
- [30]Seltzer, S.M.; Berger, M.J.; Int. J. Appl. Radiat.Isot., 33, 1189–1218, 1982.

## Increasing the economic efficiency of removal of dye from industrial wastewater through electrical and chemical coagulation

A. Pirkarami<sup>1</sup>, L. Fereidooni<sup>2,\*</sup>, M. Mehrpooya<sup>3</sup> and K. Tahvildari<sup>4</sup>

1. PhD student in Color Engineering, Department of Color and Environment Research, Institute for Color Science and Technology (ICST), Tehran, Iran
2. PhD student in Applied Chemistry, Faculty of Chemistry, North Tehran Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran
3. Assistant Prof. of Renewable Energy and the Environment, Faculty of new Science and Technology, Tehran University, Tehran, Iran
- 4 Assistant Prof. of Applied Chemistry, Department of Applied Chemistry, Faculty of Chemistry, North Tehran Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

Received: April 2015, First Revised: May 2015, Second Revised: June 2015, Accepted: July 2015

**Abstract:** This study reports an investigation on the removal of three acidic dyes, Acid Red 88, Acid Orange 2, and Acid Blue 92, from textile wastewater by chemical coagulation using  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  and  $\text{FeSO}_4$  and by electrical coagulation using Fe electrodes. In addition, the effects of initial dye concentration, coagulant quantity, initial pH, and mixing conditions were explored in order to obtain optimum values for maximum decolorization. The results for chemical coagulation showed  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  to be much more effective than  $\text{FeSO}_4$  without taking account of the treatment conditions. Dye removal efficiency was up to 90% for 40 mg/L of  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  with pH values ranging from 2 to 10 and dye concentration of up to 100 mg per liter. As for electrical coagulation, dye removal efficiency of up to 96% was achieved with pH values ranging between 4 to 9 at higher operating costs. Compared to chemical coagulation, electrical coagulation shows such advantages as stability against pH changes and reduced costs.

**Keywords:** Chemical coagulation, Electrical coagulation, Acidic dyes,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{FeSO}_4$