



رنگزدایی از پساب واقعی نساجی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی با الکترودهای

آهن تک قطبی

نویسندگان: محمد رضا مسعودی نژاد^۱، هاجر شریفی ملکسری^۲، احمد رضا یزدانبخش^۱، فیاض مهدی پور^۲

۱. دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی

۲. نویسنده مسئول: دانش آموزانه کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی

تلفن تماس: ۰۹۱۲۷۹۸۴۸۲۲ Email: h-sharifmalek@yahoo.com

۳. دانش آموزانه کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی

چکیده

مقدمه: رنگ یکی از شاخص های آلودگی آب می باشد و تخلیه پساب های رنگی می تواند به منابع آب های پذیرنده آسیب برساند. یکی از روش های پیشنهادی برای تصفیه فاضلاب رنگی استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی می باشد. در مطالعه حاضر حذف رنگ از فاضلاب واقعی نساجی به وسیله فرایند انعقاد الکتریکی، با الکترودهای آهن تک قطبی مورد بررسی قرار گرفت.

روش بررسی: این مطالعه در مقیاس آزمایشگاهی در یک راکتور الکتروشیمیایی ناپیوسته با حجم مفید ۰/۵ لیتر انجام شد. راکتور به ۴ صفحه الکتروده آهن مجهز بود که به حالت تک قطبی به یک منبع جریان برق مستقیم (DC) متصل بود. در هر مرحله از آزمایش ۴۰۰ ml از پساب وارد راکتور شد و اثر پارامترهای عملیاتی دانسیته جریان (۲۶/۰۴ - ۵/۲ mA/cm²)، pH (۹-۴) و زمان واکنش (۶۰-۲۰ min) بر کارایی حذف رنگ و COD مطالعه شد.

یافته ها: نتایج حاصل از مطالعه نشان داد که با افزایش دانسیته جریان، زمان واکنش و pH، کارایی حذف رنگ و COD افزایش می یابد. شرایط عملیاتی بهینه در دانسیته جریان ۱۵/۶۲ mA/cm²، زمان واکنش ۶۰ دقیقه و pH=۹ مشاهده گردید، که در آن کارایی حذف رنگ ۹۲ و COD ۸۹ درصد و مصرف انرژی ۲۶/۲۵ kWh/m³ بود.

نتیجه گیری: مطالعه حاضر نشان داد که فرایند انعقاد الکتریکی با الکترودهای آهن روشی مؤثر و کارآمد برای رنگزدایی پساب نساجی می باشد.

واژه های کلیدی: رنگزدایی، فاضلاب نساجی، انعقاد الکتریکی، آهن.

طلوع بهداشت

دو ماهنامه علمی پژوهشی

دانشکده بهداشت یزد

سال سیزدهم

شماره: دوم

خرداد و تیر ۱۳۹۳

شماره مسلسل: ۴۴

تاریخ وصول: ۱۳۹۱/۵/۲۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۱۲/۱۹

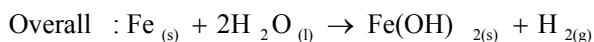
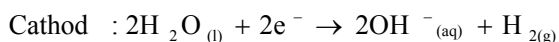
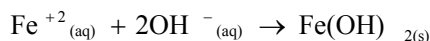
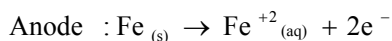


مقدمه

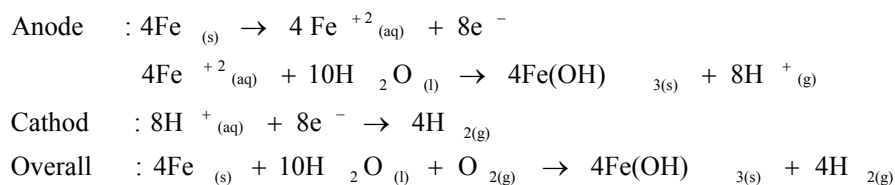
زیست توجه بسیار زیادی شده است. یکی از مهم‌ترین این فرآیندها که به طور موثری جهت حذف رنگ از فاضلاب استفاده شده است، انعقاد الکتریکی (Electrocoagulation) می‌باشد. در فرایند EC از یک منبع جریان برق مستقیم بین الکترودهای فلزی فرورفته در آب آلوده استفاده می‌شود. جریان الکتریکی منجر به انحلال صفحات فلزی در فاضلاب می‌گردد. یون‌های فلزی در pH مناسب می‌توانند رنج گسترده‌ای از گونه‌های منعقد کننده و هیدروکسید های فلزی را تشکیل دهند که آلاینده‌های محلول را جذب و ترسیب و ذرات معلق را ناپایدار و متراکم می‌کنند (۱۲). علاوه بر این، حباب‌های کوچک گاز هیدروژن در کاتد تولید می‌شود که بیشتر لخته‌ها را شناور نموده و جداسازی آن‌ها را از آب تصفیه شده آسان می‌سازد (۱۳). این فرایند می‌تواند تا زمانی که منبع انرژی الکترودها تأمین می‌شود ادامه یابد. بنابراین، جهت تصفیه ترکیبات آلی مقاوم به تجزیه بیولوژیکی گزینه مناسب‌تری می‌باشد (۱۴). الکترودهای مورد استفاده در فرایند EC اغلب از جنس آهن یا آلومینیوم می‌باشند (۱۲).

اگر از الکترودهای آهن در فرایند EC استفاده شود واکنش‌های اصلی به صورت زیر خواهد بود (۱۵):

مکانیسم ۱:



صنعت نساجی در مقایسه با صنایع دیگر مقدار زیادی آب مصرف می‌کند، بنابراین حجم زیادی فاضلاب تولید می‌نماید (۱). فاضلاب حاصل از فرآیندهای انجام شده در این صنایع به علت غلظت بالایی از رنگ، نیازمند تصفیه می‌باشد (۲). زیرا رنگ یکی از شاخص‌های آلودگی آب می‌باشد و تخلیه پساب‌های رنگی می‌تواند به منابع آب‌های پذیرنده آسیب برساند (۳). همچنین در غلظت‌های نسبتاً پایین شفافیت و کیفیت زیبایی شناختی آب‌های سطحی را از بین می‌برند (۴)، مانع از نفوذ نور به درون آب‌های دریافت کننده می‌شوند و در فرآیندهای فتوسنتز و حیات آبریان اختلال ایجاد می‌کنند (۵). بنابراین حذف رنگ از فاضلاب نساجی، پیش از تخلیه به محیط زیست، از اهمیت زیادی برخوردار است (۶). تاکنون از فرآیندهای متعدد فیزیکی، شیمیایی و فیزیکوشیمیایی مانند ترسیب، انعقاد شیمیایی، صافی شنی کند، تبادل یونی، جذب بر روی کرین فعال (جذب سطحی) (۷)، حذف شیمیایی با عوامل اکسید کننده اکسایشی مانند کلر، ازن، پراکسید هیدروژن، پرمنگنات پتاسیم (۸)، فرآیندهای غشایی مانند نانوفیلتراسیون و اسمز معکوس (۹) و فرآیند تجزیه بیولوژیکی برای حذف رنگ از پساب استفاده شده است (۱۰). اگر چه این روش‌ها موثر به نظر می‌رسند ولی محدودیت‌هایی نظیر راندمان پایین و هزینه بالا دارند (۱۱). در سال‌های اخیر به فرآیندهای الکتروشیمیایی به علت سادگی کاربرد و سازگار بودن با محیط



کارایی حذف ۹۵ درصد را نشان داد (۲۶). اگرچه در سال‌های اخیر مطالعات فراوانی در خصوص حذف رنگ از فاضلاب توسط فرآیندهای الکتروشیمیایی انجام شده است ولی بیشتر این مطالعات بر روی فاضلاب سنتتیک بوده و مطالعات اندکی بر روی فاضلاب طبیعی صنایع نساجی انجام شده است. بنابراین با توجه به پتانسیل بالای فرایند انعقاد الکتریکی در حذف آلاینده‌های آلی و مقاوم به تجزیه بیولوژیکی، هدف از این مطالعه انجام یک بررسی آزمایشگاهی در حذف رنگ از فاضلاب طبیعی صنایع نساجی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی با الکترودهای آهن تک قطبی و با بررسی اثر ۳ پارامتر مؤثر زمان الکترولیز، دانسیته جریان، pH فاضلاب و ارزیابی شرایط عملیاتی بهینه جهت غلبه بر مشکلات زیست محیطی مربوط به فاضلاب این صنایع می‌باشد.

روش بررسی

این مطالعه به صورت تجربی و در مقیاس آزمایشگاهی در آزمایشگاه آب و فاضلاب دانشکده بهداشت دانشگاه شهید بهشتی و درون راکتور الکتروشیمیایی به صورت ناپیوسته انجام گردید. نمونه فاضلاب مورد بررسی در این مطالعه از خروجی واحد رنگریزی الیاف پلی آکرلیک کارخانه کرک نخ سمنان واقع در شهرک صنعتی شرق سمنان جمع آوری و در ظرف پلاستیکی در دمای ۴ درجه سانتیگراد برای انجام آزمایشات نگهداری شد.

هیدروکسید های آهن به صورت یک سوسپانسیون ژلاتینی در محلول باقی می ماند و پدیده حذف مولکولهای رنگ از طریق فرایند کمپلکس های سطحی و یا جذب الکترواستاتیک با هیدروکسید ها و به دنبال آن به وسیله انعقاد رخ می دهد (۱۶). تاکنون فرایند انعقاد الکتریکی به طور موفقیت آمیزی برای تصفیه فاضلاب های مختلفی نظیر صنعت دباغی (۱۷)، آبکاری (۱۸)، صنایع غذایی و پروتئینی (۱۹)، فاضلاب حاوی نترات (۲۰)، فسفات (۲۱)، سولفید، سولفات و سولفیت (۲۲)، شیرابه محل دفن (۲۳) و همچنین به طور گسترده ای برای رنگرذایی فاضلاب های متنوع نساجی استفاده شده است. بنابراین EC توانسته است بر عدم موفقیت تکنولوژی های تصفیه آب و فاضلاب معمول غلبه کند و یک روش هزینه اثر بخش، قابل اعتماد، ساده و ارزان را برای تصفیه فاضلاب، بدون نیاز به افزودن مواد شیمیایی فراهم نماید (۲۴). به عنوان مثال Zaroual و همکاران در مطالعه خود جهت حذف رنگ بازیک از فاضلاب نساجی به روش انعقاد الکتریکی با الکترودهای آهن توانستند رنگ را به طور کامل حذف نمایند (۲۵). در مطالعه Aoudj و همکاران که به منظور حذف رنگ قرمز مستقیم ۸۱ از محلول های آبی به روش انعقاد الکتریکی انجام شد، تحت شرایط بهینه عملیاتی، ۹۸ درصد از رنگ حذف گردید (۱۲). نتایج مطالعه Kobyva و همکاران با الکترودهای آلومینیوم،



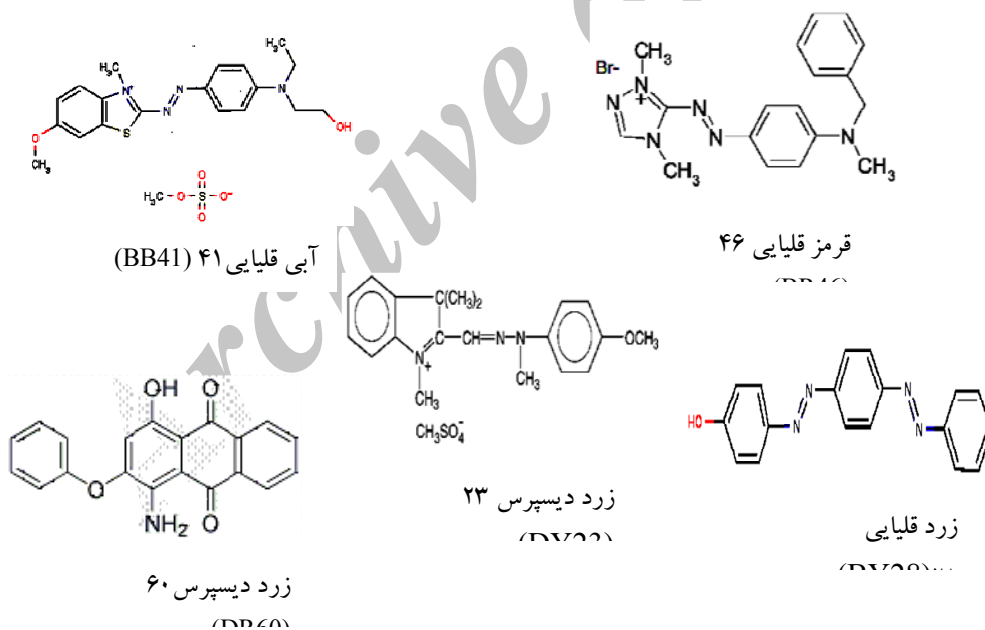
نمونه مورد نظر حاوی رنگ‌های آبی قلیایی ۴۱، قرمز قلیایی ۴۶، زرد قلیایی ۲۸، دیسپرس زرد ۶۰ و دیسپرس زرد ۲۳ بود. مشخصات نمونه فاضلاب در جدول ۱ و ساختمان شیمیایی مواد رنگزای موجود در فاضلاب در شکل ۱ ارائه شده است.

جدول ۱: خصوصیات فاضلاب خام

پارامتر	میانگین مقدار	پارامتر	میانگین مقدار
طول موج حداکثر جذب (nm)	۶۰۷	BOD ₅ /COD	۰/۱۴
رنگ (٪ جذب در ۶۰۷ nm)	۰/۵۸	pH	۴/۰۵
BOD ₅ * (mg/l)	۲۰۰	هدایت الکتریکی	۳/۱۷
COD** (mg/l)	۱۴۰۰	ms/cm	۷۲
		(mg/l) Cl ⁻	

*Biological Oxygen Demand

**Chemical Oxygen Demand

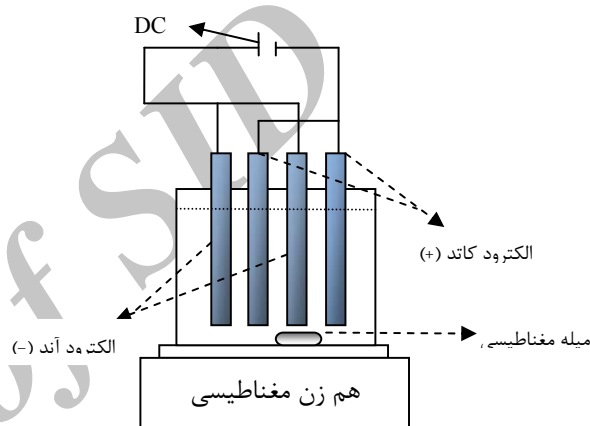


شکل ۱: ساختمان شیمیایی رنگ‌های موجود در نمونه فاضلاب



۸/۵ میلی مول بر لیتر و به منظور تنظیم pH فاضلاب از محلول هیدروکسید سدیم ۱ نرمال استفاده گردید. در هر مرحله از آزمایش، ۴۰۰ میلی لیتر از فاضلاب مورد نظر وارد رآکتور شد و با روشن نمودن منبع جریان برق مستقیم، فرایند انعقاد الکتریکی آغاز گردید. آزمایشات در دانسیته های جریان ($5/2 \text{ mA/cm}^2$)، ۱۵/۶۲ و ۲۶/۰۴، مقادیر pH (۴، ۷، ۹) و زمان واکنش (۲۰، ۴۰، ۶۰ و ۹۰ دقیقه)، به دلیل مؤثر بودن مقادیر فوق بر فرایند انعقاد الکتریکی، انجام شد. بعد از هر آزمایش به محتویات درون رآکتور ۳۰ دقیقه زمان داده شد تا فرایند ته نشینی لخته‌ها بهبود یابد. سپس از قسمت فوقانی پساب ته نشین شده، نمونه برداری شد و پس از عمل صاف سازی با صافی واتمن ۴۲، پارامترهای COD، رنگ و pH مطابق با روش های استاندارد برای آزمایشات آب و فاضلاب (pH) با استفاده از دستگاه pH متر Corning 120، COD با روش Open Reflux-Colorimetric-5220B و رنگ با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر DR5000 HACH اندازه گیری شد (۲۷). با توجه به اینکه نمونه فاضلاب مورد مطالعه حاوی ترکیبی از رنگ های ذکر شده بود، رنگ نمونه ها بر اساس حداکثر طول موج جذب و از طریق اسکن آنها در محدوده طول موج مرئی اندازه گیری شد که در مطالعه حاضر در قبل و بعد از آزمایش تنها در طول موج ۶۰۷ nm حداکثر میزان جذب مشاهده شد. بعد از هر مرحله از آزمایش الکترودها شسته شدند و به مدت ۱۵ دقیقه درون محلول اسید کلریدریک رقیق (۱۵ درصد وزنی) قرار گرفتند و با برس پلاستیکی تمیز و به خوبی آبکشی و خشک گردیدند. جهت دقت و صحت در نتایج، هر کدام از آزمایشات ۳

تمامی ترکیبات مورد استفاده از جمله کلرید سدیم، هیدروکسید سدیم، اسید هیدروکلریک، اسید سولفوریک و مواد شیمیایی مورد استفاده برای انجام آزمایش COD (اکسیژن مورد نیاز شیمیایی) از محصولات شرکت Merck آلمان بود. تجهیزات مربوط به واحد انعقاد الکتریکی در شکل ۲ نشان داده شده است.

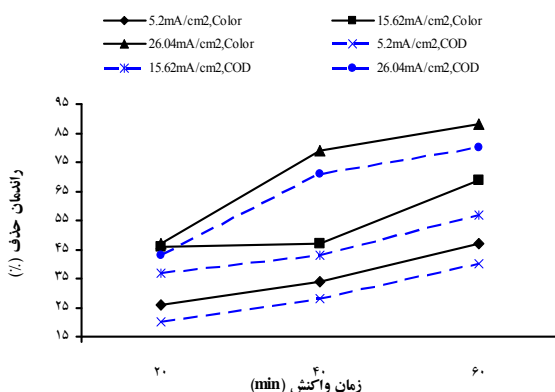


شکل ۲: واحد انعقاد الکتریکی مورد استفاده در مطالعه

رآکتور الکتروشیمیایی شامل یک محفظه رویاز شیشه‌ای با ابعاد $15 \times 8 \times 8 \text{ cm}$ و با حجم مؤثر ۵۰۰ میلی لیتر بود، که چهار عدد الکترود صفحه‌ای از جنس آهن با ابعاد $15 \times 4 \times 0.1$ سانتی متر و با سطح مؤثر 96 cm^2 داخل آن قرار گرفتند. الکترودها شامل ۲ عدد آند و ۲ عدد کاتد بودند که به حالت تک قطبی با فاصله ۲۰ mm به یک منبع جریان برق مستقیم (Zhaoxin-RXN-605) متصل شدند. سپس جهت برقراری اختلاط درون رآکتور، کل محفظه بر روی یک هم زن مغناطیسی (ALPHA/AG) با دور مشخص قرار گرفت. به منظور کاهش مصرف انرژی و تأمین هدایت الکتریکی مناسب از محلول نمک کلرور سدیم با غلظت



که در شکل ۳ مشاهده می شود، با افزایش دانسیته جریان از ۵/۲ به ۲۶/۰۴ mA/cm² برای هر زمان از واکنش کارایی حذف رنگ و COD افزایش می یابد. به طوری که در زمان واکنش ۴۰ دقیقه در دانسیته جریان ۵/۲ mA/cm²، راندمان حذف رنگ و COD به ترتیب ۲۸ و ۳۴ درصد و در همان زمان واکنش در دانسیته جریان ۲۶/۰۴ mA/cm² به ترتیب ۷۱ و ۷۹ درصد بود. نتایج همچنین نشان داد که در شدت جریان بالاتر، فرایند تصفیه سریع تر انجام می شود و با افزایش شدت جریان، زمان لازم برای رسیدن به کارایی مشابه کاهش می یابد.



شکل ۳: تاثیر دانسیته جریان و زمان واکنش بر کارایی حذف رنگ و COD در pH طبیعی فاضلاب (pH=۴) در آن کارایی حذف رنگ در زمان واکنش ۶۰-۲۰ دقیقه ۸۸-۴۷ و COD ۸۰-۴۳ درصد می باشد.

به منظور بررسی اثر pH بر کارایی فرایند، pH نمونه ها، با افزودن هیدروکسید سدیم ۱ نرمال، به مقدار مطلوب برای هر آزمایش تنظیم شد و فرایند EC، در دانسیته جریان ۱۵/۶۲ mA/cm² و زمان های واکنش ۲۰ تا ۶۰ دقیقه، انجام گردید. همانگونه که در

بار تکرار گردید، نتایج به صورت میانگین گزارش شد و نمودارهای مربوطه با استفاده از نرم افزار Excel نسخه ۲۰۰۳ ترسیم گردید. کارایی حذف رنگ و COD بعد از فرایند انعقاد الکتریکی به وسیله رابطه زیر تعیین شد.

$$R\% = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \quad (5)$$

که در آن C_0 و C_t غلظت COD و یا جذب اولیه نمونه در nm ۶۰۷ به ترتیب قبل و بعد از فرایند می باشد.

و با توجه به اینکه انرژی الکتریکی مصرفی تعیین کننده هزینه فرایند می باشد انرژی الکتریکی مصرفی به ازای حجم فاضلاب

$$E = \left(\frac{UIt}{V} \right) \quad (28). \quad (6)$$

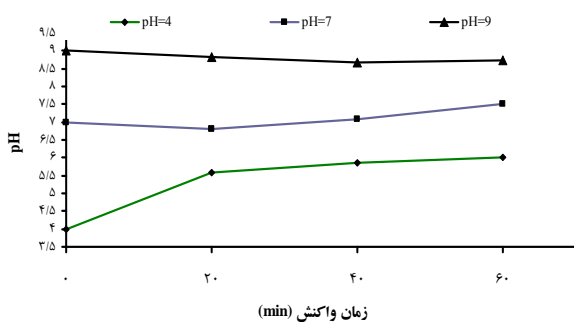
که در آن E انرژی الکتریکی مصرفی بر حسب (kWh/m³), U ولتاژ اعمالی به سلول الکترولیز بر حسب ولت، I شدت جریان عبور داده شده از مدار الکتریکی بر حسب آمپر، t زمان الکترولیز بر حسب ساعت و V حجم نمونه بر حسب لیتر می باشد (۲۸).

یافته ها

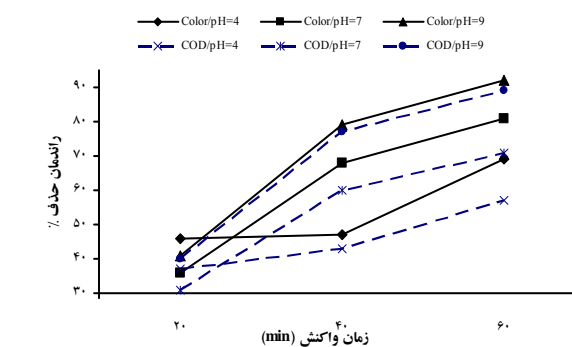
با توجه به جدول ۱، نسبت پایین BOD₅/COD فاضلاب، عدم تجزیه پذیری بیولوژیکی آن را نشان می دهد. همچنین ساختمان شیمیایی مواد رنگزای موجود در فاضلاب نشان می دهد که اغلب آنها از گروه آزو بوده و به دلیل تجزیه طبیعی در شرایط بی هوازی و تولید آمین های آروماتیک سرطانزا می توانند صدمات جبران ناپذیری را به حیات آبریان و انسان وارد نمایند. بنابراین حذف رنگ پیش از تخلیه به محیط زیست از اهمیت زیادی برخوردار است. شکل ۳ تاثیر دانسیته جریان و زمان واکنش و شکل ۴ تاثیر pH بر کارایی حذف رنگ و COD را نشان می دهد. همانگونه



شکل ۴: مشاهده می شود، کارایی حذف رنگ و COD با افزایش pH افزایش یافت. به گونه ای که در زمان واکنش ۴۰ دقیقه افزایش pH از ۴ تا ۹ منجر به افزایش رنگزدایی از ۴۷ تا ۷۹ درصد و حذف COD از ۴۳ تا ۷۷ درصد شد. حداکثر کارایی حذف رنگ (۹۲٪) و COD (۸۹٪) در pH=۹ و زمان واکنش ۶۰ دقیقه مشاهده گردید. شکل ۵ تغییرات pH پس از فرایند را نشان می دهد که به pH اولیه وابسته است. همانطور که در شکل ۵ مشاهده می شود pH پس از محیط اسیدی (pH=۴) بعد از انجام فرایند انعقاد الکتریکی افزایش می یابد، در محیط خنثی نیز افزایش pH فاضلاب مشاهده شد، اما این افزایش چندان محسوس نبود و در محیط قلیایی (pH=۹) یک افت pH کم مشاهده شد.



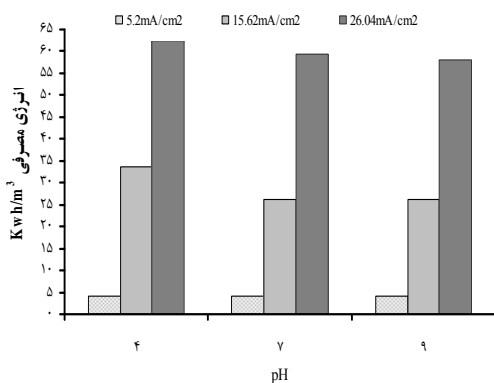
شکل ۵: تغییرات pH بعد از فرایند انعقاد الکتریکی در دانسیته جریان $15/62 \text{ mA/cm}^2$ و زمان واکنش ۲۰ تا ۶۰ دقیقه



شکل ۴: تاثیر pH بر کارایی حذف رنگ و COD در دانسیته

جریان $15/62 \text{ mA/cm}^2$ و زمان واکنش ۲۰ تا ۶۰ دقیقه

شکل ۶: مصرف انرژی در شرایط متفاوت آزمایشگاهی و زمان واکنش ۶۰ دقیقه را نشان می دهد که حداقل مصرف انرژی به میزان 4 kWh/m^3 ، در دانسیته جریان $5/2 \text{ mA/cm}^2$ و pH=۹، حداکثر مصرف انرژی به میزان $62/5 \text{ kWh/m}^3$ در دانسیته جریان $26/04 \text{ mA/cm}^2$ و pH=۴ حاصل شد. در شرایط بهینه شامل دانسیته جریان



شکل ۶: مصرف انرژی در pH های ۴، ۷، ۹، دانسیته جریان $5/2 \text{ mA/cm}^2$ ، $15/62 \text{ mA/cm}^2$ و $26/04 \text{ mA/cm}^2$ و زمان واکنش ۶۰ دقیقه



بحث و نتیجه گیری

یکی از مهم ترین دلایل افزایش حذف رنگ با گذشت زمان، افزایش میزان تولید لخته های هیدروکسید آهن می باشد، زیرا ذرات رنگ بر روی لخته های $Fe(OH)_3$ تشکیل شده جذب می شوند (۲۴)، از این رو افزایش بازده حذف رنگ با افزایش شدت جریان الکتریکی را می توان به افزایش پتانسیل انجام واکنش الکتروود نسبت داد (۲۹). مقدار تولید کاتیون آهن در آند، در ۲۰ دقیقه اولیه واکنش، بخصوص در شدت جریان پایین کم می باشد، لذا میزان لخته های تولیدی کم و بازده حذف پایین است. با گذشت زمان، غلظت یون های آهن و هیدروکسید افزایش یافته و امکان تشکیل لخته ها زیاد شده و بازده حذف آلاینده نیز افزایش می یابد. بنابراین می توان نتیجه گرفت که کارایی بالاتر حذف رنگ در زمان طولانی و پتانسیل بالاتر مشاهده می شود. به گونه ای که در دانسیته جریان $26/04 \text{ mA/cm}^2$ و زمان واکنش ۶۰ دقیقه مشاهده گردید، که تحت این شرایط کارایی حذف رنگ ۸۸ درصد و COD ۸۰ درصد بود. نتایج مطالعه Kitkaew و همکاران در تصفیه فاضلاب رنگی نساجی نیز با مطالعه حاضر هم سو بود اما با مقدار کمتری از حذف COD همراه بود، که به ساختار رنگ بستگی دارد (۲). کارایی بالاتر فرایند در pH قلیایی احتمالاً ناشی از تولید بالاتر رسوب $Fe(OH)_3$ می باشد که مسئول حذف بخش عمده ای از ناخالصی ها در فاضلاب است (۳۱). به طور کلی فرایند حذف رنگ به وسیله جذب الکترواستاتیک مولکول های رنگ و یا به دام انداختن فیزیکی ذرات رنگ توسط هیدروکسید های فلزی نامحلول رخ می دهد (۳۲). هم زمان با افزایش pH، اکسیداسیون

Fe^{+2} به Fe^{+3} افزایش می یابد، لذا در یک محیط خنثی تا کمی قلیایی (pH=۷-۹) تشکیل هیدروکسیدها و اکسیدهای آهن (III) انتظار می رود که یک منعقد کننده با خصوصیات بهتری را نسبت به هیدروکسید آهن (II) تشکیل می دهد، زیرا $Fe(OH)_3$ نسبت به $Fe(OH)_2$ پایدارتر است و بنابراین کارایی حذف بهتری دارد (۲۵). در pH پایین تر بخصوص در شرایط اسیدی گونه های $Fe(OH)^{+2}$ و $Fe(OH)^{+}$ تولید می شوند که برای ترسیب رنگ مناسب نیستند، لذا کارایی حذف در pH اسیدی کمتر است (۳۰). مطالعه Alaton و همکاران در تصفیه پساب حمام رنگی ری اکتیو با روش انعقاد الکتریکی نشان داد که ۹۹ درصد از رنگ با استفاده از الکترودهای فولاد ضد زنگ در مدت زمان ۶۰ دقیقه با دانسیته جریان 22 mA/cm^2 حذف شد که تقریباً مطابق با نتایج مطالعه حاضر بود. اما دانسیته جریان پایین تر مطالعه Alaton، به دلیل وجود غلظت بالایی از نمک NaCl نمونه فاضلاب بوده که یک عامل تشدید کننده سرعت واکنش می باشد. همچنین نوع رنگها و ساختارهای متفاوت آنها را نباید به عنوان مهمترین عامل نادیده گرفت (۳۱). نتایج مطالعه Singil و همکاران در حذف رنگ راکتیو سیاه ۵ (۳۲) و دانشور و همکاران در حذف رنگ نارنجی ۲ با نتایج مطالعه حاضر هم خوانی داشت (۳۳). افزایش مصرف انرژی با دانسیته جریان را می توان به پولاریزه شدن سطح الکترودها و کاهش آن با افزایش pH را می توان به افزایش هدایت الکتریکی نسبت داد (۳۴).

افزایش pH پساب در محیط اسیدی می تواند به دلیل تولید تدریجی گاز هیدروژن در اطراف الکتروود کاتد و تشکیل یون



اقتصادی و زیست محیطی حائز اهمیت است. از طرفی با توجه به مصرف انرژی می‌توان نتیجه گرفت که این فرآیند برای تصفیه فاضلاب هزینه بر است. اما به دلیل وجود ترکیبات آروماتیک و مقاوم به تجزیه بیولوژیکی در فاضلاب نساجی و همچنین ناکافی و غیر مؤثر بودن روش‌های تصفیه معمول برای حذف رنگ، این فرآیند می‌تواند به عنوان یک روش تصفیه و یا پیش تصفیه برای فاضلاب‌های نساجی به کار رود. همچنین با توجه به مزایای متعدد فرآیند انعقاد الکتریکی نسبت به سایر فرآیندهای حذف رنگ از فاضلاب، به ویژه سازگار بودن آن با محیط زیست، هزینه‌های صرف شده می‌تواند قابل قبول باشد.

تشکر و قدردانی

با توجه به اینکه موضوع تحقیق بخشی از طرح تحقیقاتی دانشجویان کارشناسی ارشد به شماره ۷۷۲۶-۸۵-۰۱-۱۳۹۰ دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی می‌باشد، بدین وسیله نویسندگان مقاله بر خود لازم می‌دانند تا از معاونت محترم پژوهشی و پرسنل آزمایشگاه آب و فاضلاب دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی که نهایت همکاری را مبذول داشتند تشکر و قدردانی نمایند.

References

- 1-Gurses A, Yalcin M, Dogar C. Electrocoagulation of some reactive dyes, a statistical investigation of some electrochemical variables. *Journal of Waste Management* 2002; 22: 491-9.
- 2-Kitkaew D. Color removal from textile wastewater by electrochemical process [M.Sc Thesis]. School of Technology of Environmental Management: University of Mahidol. 2004.

OH^- باشد. در برخی موارد همانند آنچه که Chen و همکاران بیان نمودند، افزایش pH می‌تواند به دلیل آزادسازی گاز CO_2 از فاضلاب باشد. در حقیقت CO_2 در pH اسیدی الکترولیت به حد فوق اشباع می‌رسد و می‌تواند به دلیل تلاطم گاز H_2 آزاد گردد و منجر به افزایش pH شود (۲۴). همچنین تغییرات کم pH در محیط خنثی ناشی از این حقیقت است که پدیده قلپایی شدن با اسیدی شدن جبران می‌شود (۳۵). افت pH در شرایط قلپایی نیز به تشکیل هیدروکسید های فلزی در اطراف الکترود آند نسبت داده می‌شود، که باعث آزاد شدن H^+ شده و pH را کاهش می‌دهد و یا در بعضی از مواقع می‌تواند ناشی از تشکیل رسوبات هیدروکسید سایر کاتیون ها باشد که قلپائیت را مصرف می‌کنند (۳۶). از آنجا که افزایش pH هنگامی رخ می‌دهد که pH اسیدی است و کاهش pH هنگامی رخ می‌دهد که pH قلپایی است، می‌توان نتیجه گرفت که فرآیند EC با استفاده از الکترود آهن به صورت یک خنثی کننده pH عمل می‌کند. بالاترین کارایی حذف در $\text{pH}=9$ مشاهده شد که pH پساب بعد از فرآیند $8/83$ تا $8/72$ بود. بنابراین با توجه به استاندارد خروجی پساب سازمان محیط زیست ایران که pH مجاز برای تخلیه پساب به محیط را در محدوده ۵ تا ۹ اعلام نموده است (۳۷)، می‌توان اظهار داشت که پساب حاصل از فرآیند EC بدون نیاز به خنثی سازی قابل دفع می‌باشد که از نظر



- 3-Kalogerakis N, Mantzavinos D. Electrochemical treatment of textile dyes and dyehouse effluents. *Journal of Hazardous Materials* 2006; 137: 998-1007.
- 4-Sakalis A, Mpoulmpasakos K, Nickel U. Evaluation of a novel electrochemical pilot plant process for azodyes removal from textile wastewater. *Journal of Chemical Engineering* 2005; 111: 63-70.
- 5-Chen X, Chen G, Yue PL. Investigation on the electrolysis voltage of Electrocoagulation. *Chemical Engineering Science* 2002; 57: 2449-55.
- 6-Golder AK, Samanta AN, Ray S. Anionic reactive dye removal from aqueous solution using a new adsorbent-Sludge generated in removal of heavy metal by electrocoagulation. *Chemical Engineering Science* 2006; 122: 107-15.
- 7-Diez MC, Mora ML, Videla S. Adsorption of phenolic compounds and color from from bleached Kraft mill effluent allophonic compounds. *Water Research* 1999; 33(1): 125-30.
- 8-Clark T, Bruce M, Anderson S. Decolorization of extraction stage bleach plant effluent by combined hypochlorite oxidation and anaerobic treatment. *Water Science Technology* 1994; 29(5-6): 421-32.
- 9-Zidane F, Dorogui p, lekhlif B, et al. Decolourization of dye-containing effluent using mineral coagulants produced by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials* 2008; 155: 153-63.
- 10-Koby M, Can OT, Bayramoglu M. Treatment of textile wastewater by electrocoagulation using iron and Aluminum electrodes. *Journal of Hazardous materials* 2003; 100: 163-78.
- 11-Vlyssides AG, Papaioannou D, Loizidou M, et al. Testing an electrochemical method for treatment of textile dye wastewater. *Waste Management* 2000; 20: 569-74.
- 12-Aoudj S, Khelifa A, Drouicage N, et al. Eletrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry. *Chemical Engineering and Processing* 2010; 49: 1176- 82.
- 13-Alinasafi A, Khemis M, Pons MN, et al. Electrocoagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. *Chemical Engineering and Processing* 2005; 44: 461- 70.
- 14-Kilic MG. A parametric comparative study of electrocoagulation and coagulation of aqueous suspensions of kaolinite and quartz powders [Ph.D thesis]. Middle East Technical University. 2009.
- 15-Daneshvar N, Oladegaragoze A, Djafarzadeh N. Decolorization of basic dye solutions by Electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameter. *Journal of Hazardous materials* 2006; 129: 116- 22.



- 16-Daneshvar N, Ashassisorkhabi H, Kasiri MB. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by Electrocoagulation with comparative investigation of different electrode connection. *Journal of Hazardous Material* 2004; 112: 55-62.
- 17-Wei FJ, Bing SY, Zheng Z, et al. Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation. *Journal of Environmental Sciences* 2007; 19: 1409– 15.
- 18- Adhoum N, Monser L, Bellakhal N, et al. Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr(VI) by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Material* 2004; 112: 207- 13.
- 19-Beck EC, Giannini AP, Ramirez ER. Electrocoagulation clarifies food wastewater. *Journal of Food Technology* 1974; 22: 18– 19.
- 20-Koparal AS, Ogutveren UB. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *Journal of Hazardous Material* 2002; 89: 83– 94.
- 21-Bektas N, Akbulut H, Inan H, et al. Removal of phosphate from aqueous solutions by electro-coagulation. *Journal of Hazardous Materials* 2004; 10:101– 5.
- 22-Murugananthan M, Raju GB, Prabhakar S. Removal of sulfide, sulfate and sulfite ions by electro coagulation. *Journal of Hazardous Material* 2003; 109: 37–44.
- 23-Ilhan F, Kurt U, Apaydin O, et al. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *Journal of Hazardous Material* 2007; 154(1-3): 381- 9.
- 24- Zaied M, Bellakhal N. Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials* 2009; 163: 995-1000.
- 25-Zaroual Z, Azzi M, Saib N, et al. Contribution to the study of electrocoagulation mechanism in basic textile effluent. *Journal of Hazardous Materials* 2006; 131: 73– 8.
- 26-Koby M, Demirbas E, Can OT, et al. Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials* 2006; 132: 183– 8.
- 27-APHA. Standard Methods for the Examination of water and wastewater. 20th edition. American public Health Association. 1998: 63
- 28- Koby M, Hiz H, Senturk E, et al. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination* 2006; 190: 201– 11.



- 29-Rahmani A R, Samarghandi M R. Electrocoagulation treatment of color solution containing colored index Eriochrome Black T. *Journal of Water and Wastewater* 2007; 1: 52- 8. [Persian]
- 30-Cerqueira A, Russo C, Marques MRC. Electroflocculation for textile wastewater treatment. *Journal of Chemical Engineering* 2009; 26 (4): 659- 68.
- 31-Alaton IA, Kabdasli I, Vardar B, et al. Electrocoagulation of simulated reactive dye bath effluent with aluminum and stainless steel electrodes. *Journal of Hazardous Materials* 2009; 164: 1586-94.
- 32-Singil A, Ozacar M. The decolorization of C.I. Reactive Black 5 in aqueous solution by electrocoagulation using sacrificial iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials* 2009; 161: 1369 -76.
- 33-Daneshvar N, Ashassi-Sorkhabi H, Tizpar A. Decolorization of orange π by electrocoagulation method. *Separation and Purification Technology* 2003; 31: 153- 62.[Persian]
- 34-Daneshvar N, Khataee AR, Ghadim A, et al. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). *Journal of Hazardous Materials* 2007; 148: 566– 72.[Persian]
- 35-Mouedhen G, Feki M, Wery MDP, et al. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials* 2008; 150: 124- 35.
- 36-Ahmadi Moghadam M, Amiri H. Investigation of TOC removal from industrial wastewater using electrocoagulation process. *Journal of Health & Environment* 2010; 3(2): 186-93. [Persian]
- 37-Environmental Protection Agency of Iran. Effluent discharge standards according to article 5 regulations to prevent water pollution. 1994:75



Decolorization of the Real Textile Effluent by Electrocoagulation Process using Monopolar Iron Electrodes

Massoudinejad MR(Ph.D)¹, Sharifi Maleksari H(M.Sc)², Yazdanbakhsh AR(Ph.D)¹, Mahdipour F(M.Sc)³

1. Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran

2. Corresponding Author: M.Sc in Environmental Health Engineering, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran

3. M.Sc in Environmental Health Engineering, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran

Abstract

Introduction: Color is one of the indices of water pollution. Discharge of colored effluent can damage to receiving water resources. One of the proposed methods for treating dyeing wastewater is electrocoagulation process.

In this study, decolorization of the real textile effluent by electrocoagulation process using monopolar iron electrodes was studied.

Methods: This study was run experimentally in the electrochemical batch reactor with a useful volume of 0.5 L. Reactor was equipped with 4 iron plate electrodes that were connected to direct current (DC) power in monopolar mode. The 400mL of wastewater into the reactor in each stage of test and effects of operation parameters such as current density (5.02-26.04 mA), reaction time (20-60 min) and the pH of wastewater (pH=4-9) were studied in color and COD removal efficiency.

Results: The results showed that the color and COD removal efficiency increases with increasing of the current density, reaction time and pH. Optimum operation conditions were observed in current density (15.62 mA/cm²), retention time (60 minutes) and pH=9. In this condition, color & COD removals and the electrical energy consumption were 92%, 89% and 26.25kWhm⁻³ respectively.

Conclusion: This study showed that electrocoagulation process with iron electrodes in decolorization of textile wastewater is an effective and efficient method.

Keywords: Decolorization, Textile wastewater, Electrocoagulation, Iron.