مقایسه کارایی فرآیند انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی –شناورسازی در حذف رنگ راکتیو بلک ۵ در محلول‌های آبی

عبدالمطلب صید محمدی [۱]، قربان عسکری [۲]، سمیه اکبری [۳]، امیر شعبانلو [۴]، قدرت الله روشنایی [۵]، حلیمه الماسی [۶]

مقاله پژوهشی

چکیده

مقدمه: رنگزاهای مصنوعی از جمله آلاینده‌های زیست محیطی هستند که مصرف آن‌ها روز به روز در حال افزایش است. در این پژوهش تصفیه‌پذیری پساب‌های آلوده به رنگ راکتیو بلک ۵ به روش انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی- شناورسازی در یک راکتور در مقیاس آزمایشگاهی با استفاده از الکترود آلومینیوم مورد مطالعه قرار گرفت.

روش‌ها: در این مطالعه، یک راکتور الکتروکواگولاسیون مجهز به سیستم شناورسازی با هوای محلول در مقیاس آزمایشگاهی با حجم تقریبی ۱ لیتر مجهز به ۴ الکترود از جنس آلومینیوم با ابعاد ۲۰۰*۲۰*۲ میلی متر مورد استفاده قرار گرفت. تأثیر پارامترهای بهره‌برداری نظیر pH محیط، شدت دانسیته جریان، زمان تماس، غلظت اولیه رنگ و شناورسازی مورد بررسی قرار گرفت

یافته‌ها: نتایج نشان داد که بیشترین کارایی فرایند انعقاد الکتریکی در حذف رنگ به میزان ۸۱٪ در محیط خنثی از نظر pH، دانسیته جریان ۱۲/۷۱mA/cm^2 و غلظت رنگ ۱۰۰ mg/L حاصل شد. نتایج دیگر این مطالعه حاکی از تأثیرگذاری بیشتر فرایند توام انعقاد الکتریکی شناورسازی در مقایسه با فرایند انعقاد الکتریکی در حذف رنگ در شرایط بهینه بهره‌برداری بود.

نتیجه‌گیری: فرآیند انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی- شناورسازی با کاربرد الکترودهای آلومینیوم می‌تواند فرایندی امیدوارکننده برای حذف رنگ باشد.

واژه‌های کلیدی: انعقاد الکتریکی، شناورسازی، حذف، رنگ راکتیو بلک ۵، الکترود آلومینیوم

ارجاع: صید محمدی عبدالمطلب، عسکری قربان، اکبری سمیه، شعبانلو امیر، روشنایی قدرت الله، الماسی حلیمه. **مقایسه کارایی فرآیند انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی –شناورسازی در حذف رنگ راکتیو بلک ۵ در محلول‌های آبی.** مجله تحقیقات نظام سلامت ۱۳۹۴؛ ۱۱(۳): ۵۸۲-۵۹۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۰۵/۲۷ **تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۲/۰۶**

۱. استادیار، مرکز تحقیقات علوم اجتماعی مؤثر بر سلامت، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران
۲. استادیار، مرکز تحقیقات علوم اجتماعی موثر بر سلامت، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران
۳. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران
۴. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان،ایران
۵. استادیار گروه آمار و اپیدمیولوژی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، ایران
۶. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران (نویسنده مسؤول)
Email: H.almasi14@yahoo.com

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

مقدمه

توسعه روز افزون در بخش‌های صنعتی و به تبع آن افزایش تولید فاضلاب‌های حاصل از این صنایع، آلوده شدن محیط زیست با آلاینده‌های صنعتی به خصوص پساب‌ها را منجر شده است که این امر مهم امروزه به یکی از بزرگترین معضلات زیست محیطی تبدیل شده است (۲-۱). گزارشات بیانگر آن است که روزانه میلیاردها لیتر فاضلاب در صنایع تولید می‌شود که هر یک دارای خصوصیات منحصر بفردی هستند که در این میان آلودگی ناشی از مواد رنگی و تخلیه این مواد که عمدتا" خاص صنعت نساجی هستند به یک مشکل زیست محیطی جدی تبدیل شده است (۳). رنگ‌ها دارای ساختار مولکولی پیچیده‌ای هستند که اغلب دارای خصوصیاتی نظیر سمیت، سرطان‌زایی و جهش‌زایی ناشی از تولید گروه‌های آمین در تجزیه بی‌هوازی، قابلیت تجزیه زیستی کم و پایداری زیاد می‌باشند که لزوم توجه به آن‌ها را بیش از پیش با اهمیت نموده است (۵-۴). در سالیان اخیر استفاده از رنگ‌های نساجی در سراسر جهان افزایش یافته است و سالانه بیش از ۱۰ هزار رنگ و رنگدانه جهت رنگرزی الیاف طبیعی و مصنوعی و به مقدار ۷۰۰ هزار تن در سال تولید و مورد استفاده قرار می‌گیرد (۷-۶). از رنگ راکتیو بلک ۵ به منظور رنگ کردن کتان، پنبه، ابریشم و منسوجات پلی‌آمیدی استفاده می‌شود که بر اساس مطالعات اپیدمیولوژیک استفاده از این رنگ‌ها با پایه بنزیدین نه تنها در ایجاد سرطان مثانه نقش مهمی دارند بلکه سبب بروز اختلالات شدیدی در عملکرد کلیه‌ها، دستگاه تناسلی، کبد و مغز ایجاد نموده و سبب درماتیت پوست و حساسیت می‌شوند (۸). فناوری‌های متعددی به منظور حذف ترکیبات رنگی از فاضلاب تولیدی توسط واحدهای مختلف مورد استفاده قرار گرفته است که از آن جمله می‌توان به روش‌های بیولوژیکی، UV/H_2O_2، کربن فعال، فرایندهای غشایی و ازن زنی اشاره نمود (۱۱-۹). استفاده از هر یک از روش‌های فوق دارای مزایا و معایب متعددی بسته به نوع فرایند مورد استفاده و نحوه بهره‌برداری از آن‌ها دارد. بالا بودن هزینه اولیه و هزینه بهره‌برداری از فرایندهای جذب سطحی، پیچیدگی، هزینه اولیه و گرفتگی صافی‌های غشایی و حساسیت بالا و وابستگی به رشد میکروبی در روش‌های تصفیه بیولوژیکی و وابستگی به مواد شیمیائی و تولید لجن در فرایند انعقاد از جمله مشکلات استفاده از فرایندهای فوق‌الذکر می‌باشد (۹). در دهه اخیر کاربرد فناوری انعقاد الکتریکی در حذف آلاینده‌های مختلف نظیر کدورت، فلزات سنگین، سختی، روغن و چربی مورد بررسی قرار گرفته است که حکایت از بالا بودن کارائی این فرایند در حذف آلاینده‌های مختلف داشته است (۱۳-۱۲). در فرایندهای انعقاد الکتریکی به منظور ناپایدارسازی عوامل آلوده‌کننده در محیط‌های مائی از جریان الکتریسیته و بکارگیری الکترودهایی غالبا" از جنس آهن و آلومینیوم استفاده می‌شود (۱۵-۱۴). در فرایندهای مذکور الکترودهای آهن و آلومینیوم طی فرایند الکترولیز تجزیه شده و عوامل منعقد کننده و هیدروکسیدهای فلزی که می‌توانند موجبات تجمع و تشکیل لخته‌های ناشی از مواد معلق یا جذب عوامل آلاینده‌های محلول در آب باشند را تولید می‌کنند. در نهایت این فرایند منجر به ناپایدار سازی ذرات کلوئیدی، تشکیل لخته و شناورسازی و یا ته‌نشینی عوامل آلاینده در آب می‌شود که با عنایت به نوع الکترود مورد استفاده واکنش‌های متعددی می‌تواند بروز نماید (۱۵، ۱۲). استفاده از فناوری انعقاد الکتریکی به دلیل عدم استفاده از مواد شیمیائی، بالا بودن عمر واحدهای مورد استفاده، راهبری و نگهداری آسان، تولید لجن کمتر و کاهش هزینه‌ها در مقایسه با فرایندهای متداول تصفیه محلول‌های مائی مورد توجه بیشتری قرار گرفته است (۱۶). در مطالعه انجام شده توسط رحمانی و همکاران حذف رنگ اریوکروم بلاک تی از پساب صنایع نساجی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج این پژوهش حذف ۸۵ ٪ رنگ مذکور را نشان داده است (۱۷). از سوی دیگر مطالعات حاکی از افزایش کارائی فرایند مذکور توأم با فرایند شناورسازی به

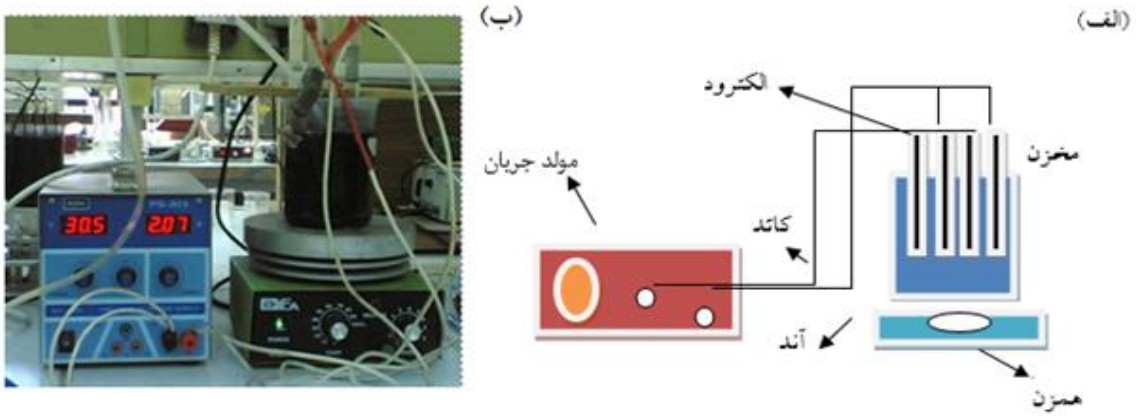
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

عنوان یک روش جدید در حذف آلاینده‌ها از طریق کاربرد همزمان جریان الکتریکی و حباب‌های هوا است (۱۸). در این شرایط آلاینده‌ها طی سه مکانیسم اکسیداسیون الکترود، تولید حباب‌های گازی و عملیات شناورسازی و عملیات شناورسازی و ته‌نشینی لخته‌های تشکیل شده منجر به حذف آلاینده‌ها می‌شوند (۱۹). Kaliniichuk و همکاران اولین بار از فرایند توأم انعقاد الکتریکی- شناورسازی در حذف روغن و چربی از جریان فاضلاب استفاده نمودند که نتایج آن‌ها بیانگر بالا بودن کارائی فرایند در مقایسه با فرایند مجزا بوده است (۲۰). در پژوهشی دیگر مرزوک و همکاران از فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی به منظور حذف کدورت و فلزات سنگین استفاده نمود که نتایج ایشان نیز از بالا بودن راندمان فرایند توام در مقایسه با فرایند مجزا حکایت داشته است (۱۷). بنابراین با عنایت به تأثیرگذاری فرایند شناورسازی در فرایند الکتروشیمیائی حذف رنگ و عدم وجود اطلاعات جامع در زمینه کاربرد توأم انعقاد الکتریکی- شناورسازی در حذف رنگ راکتیو بلک ۵ این پژوهش به مقایسه عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی به صورت مجزا و همراه با شناورسازی مورد بررسی قرار گرفته و تأثیر پارامترهای مختلف بهره‌برداری مورد توجه قرار گرفته است.

روش‌ها

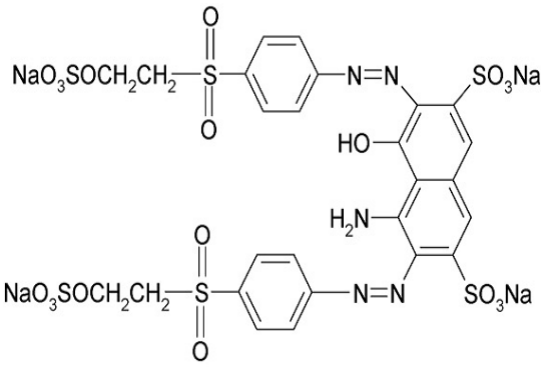
۲-۱ مواد

مطالعه حاضر در زمستان سال ۹۲ در یک راکتور با جریان ناپیوسته در آزمایشگاه آب و فاضلاب دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی همدان به انجام رسید. پایلوت مورد نظر که طرح آن در شکل ۱ نشان داده شده است از جنس پلکسی گلاس به ابعاد ۳۰۰*۲۰۰*۱۰۰ mm به حجم ۱ L مجهز به سنگ هوا، پمپ هوا و شیر تنظیم هوا که تعداد ۴ الکترود از جنس آلومینیوم به طول ۱۰۰، عرض ۲۰ و ضخامت ۲ mm به فاصله ۲ cm از هم به صورت شناور در راکتور تعبیه شده بود. دستگاه مولد انرژی مورد استفاده در این پژوهش با نام Adakساخت شرکت ایران با قابلیت تولید شدت جریان الکتریسیته در مقادیر mA/cm^2 ۱/۲۵-۱۲/۷۱ بود. در این پژوهش از رنگزای راکتیو بلک ۵ با فرمول تجربی $C_{26}H_{21}N_5Na_4O_{19}S_6$ و وزن مولکولی ۹۹۱/۸۲ ساخت شرکت مرک آلمان استفاده شد، که ساختار مولکولی آن در شکل ۲ نشان داده شده است. محلول استوک ۱۰۰۰ mg/L از ماده رنگزای مورد نظر به اضافه نمودن مقدار معینی از آن در آب مقطر و انحلال کامل آن جهت انجام آزمایشات مورد استفاده قرار گرفت. نمونه فاضلاب سنتتیک نیز با اضافه نمودن حجم مشخصی از محلول استوک آماده شده بسته به شرایط آزمایش به آب شهر همدان اضافه و فاضلاب سنتتیک جهت انجام آزمایشات تهیه گردید.



شکل ۱. طرح شماتیک (الف) و تصویر (ب) راکتور مورد استفاده در پژوهش

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]



شکل ۲. ساختار مولکولی رنگزای راکتیو بلک ۵

۲-۲روش کار:

۲-۲-۱ فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترود آلومینیوم

در این مرحله از انجام آزمایشات ابتدا با تنظیم pH آب ورودی در دامنه ۱۱-۳ با افزودن اسید سولفوریک **N** ۱ و سود M ۱ و غلظت ثابت رنگ (۱۰۰ mg/L)، شدت جریان $۱۲/۷۱mA/cm^2$ و قرار دادن الکترود های آلومینیوم بهره برداری از راکتور آغاز و با انجام نمونه برداری در زمان های مختلف (۵-۳۰ min) کارائی فرایند در حذف رنگ تعیین شد. کلیه مراحل انجام آزمایش در دمای اتاق انجام و اختلاط یکنواخت با استفاده از مگنت و همزن مغناطیسی به منظور جلوگیری از هر گونه پدیده‌ای که فرایند را به گونه‌ای تحت‌تأثیر قرار دهد انجام شد. با شروع راه‌اندازی راکتور در زمان‌های مورد نظر، در هر زمان نمونه‌برداری با استفاده از یک پیپت کاملا" تمیز با حجم ۵۰ mL و از عمق ۷ cm راکتور انجام گرفت. در ادامه و پس از تعیین pH بهینه، در غلظت ثابت رنگ مورد نظر (۱۰۰ mg/L)، کارائی فرایند در حذف رنگ در مقادیر مختلف شدت دانسیته جریان در دامنه $۱۲/۷۱-۱/۲۵mA/cm^2$ مورد بررسی قرار گرفت. در نهایت و پس از مشخص شدن مقادیر pH و شدت شدت جریان بهینه تأثیر غلظت‌های مختلف رنگ در دامنه ۱۰۰- ۴۰۰ mg/L مورد بررسی قرار گرفته و در زمان‌های مختلف نمونه‌برداری انجام گرفت. نمونه‌های برداشت شده از راکتور به مدت ۳۰min جهت انجام فرایند ته نشینی و تجمع فلاک‌های تشکیل شده در محل ثابت نگهداری و در نهایت با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری (DR-5000) در ناحیه نور مرئی و در طول موج ۵۷۹ nm قرائت میزان جذب نور تعیین و با استفاده منحنی‌های کالیبراسیون میزان رنگ در خروجی و راندمان حذف با استفاده از رابطه زیر تعیین شد. برای محاسبه بازده حذف رنگزا از معادله ۱ استفاده گردید.

معادله ۱

$$RE(\%) = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100$$

که در این رابطه:

RE: بازده حذف رنگزا بر حسب ٪

C_0 : میزان جذب قبل از واکنش

C: میزان جذب بعد از واکنش می باشد (۲۱).

۲-۲-۲ فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی با استفاده از الکترود آلومینیوم

به منظور انجام این مرحله از آزمایشات با استفاده از یک دستگاه پمپ آکواریوم و سنگ هوا به طول ۷ cm که در محفظه راکتور تعبیه شده بود، همزمان با راه‌اندازی راکتور هوا نیز به محلول رنگی دمیده شده و پارامترهای مورد نظر مشابه آنچه در مرحله اول انجام گرفت تعیین شد. پس از اتمام هر مرحله از انجام آزمایشات الکترودها به مدت ۱۰ min در اسید نیتریک ضعیف قرار گرفته و با برس پلاستیکی شسته و آبکشی شدند. به منظور ارزیابی اثرات زمان و نوع فرایند بر

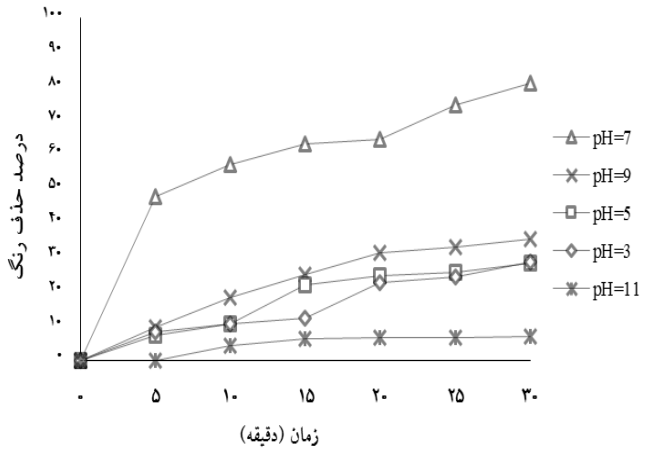
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

میزان کارایی حذف از مدل رگرسیونی استفاده شد. R^2 مدل نشان‌دهنده مناسب مدل برازش یافته است. هر چه عدد به یک نزدیک‌تر باشد بهتر است و هرچه به صفر نزدیک باشد مدل مناسب نیست. در نهایت تجزیه وتحلیل نتایج با استفاده از نرم‌افزار SPSS16 و آنالیز واریانس با سطح معنی‌داری ۰/۰۵ انجام شد.

یافته‌ها

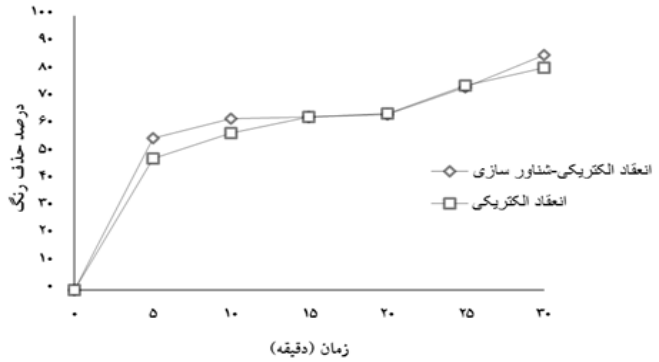
تأثیر pH اولیه در کارائی فرایند

در این مطالعه نخست تاثیر تغییرات pH محیط در دامنه ۱۱-۳ و غلظت اولیه رنگ ۱۰۰ mg/L در فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترود آلومینیوم مورد مطالعه قرار گرفت که نتایج آن در نمودار ۱ نشان داده شده است. نتایج این مرحله از انجام آزمایش‌ها حاکی از آن است که بیشترین میزان حذف رنگ در فرایند مذکور در pH خنثی مشاهده شده است و در مقادیر کمتر و بیشتر از آن میزان حذف ماده رنگزای راکتیو بلک ۵ کاهش یافته است. بیشترین مقدار حذف رنگ در pH برابر ۷، به میزان ۸۱ ٪ در فرایند انعقاد الکتریکی در زمان ۳۰min از انجام فرایند مشاهده شده است در حالیکه در pH برابر ۳و pH برابر ۱۱، میزان حذف به ترتیب ۳۰ و ۷ ٪ بوده است. مقدار R^2 مدل برابر ۰/۷۵ بود و نتایج ارزشیابی نشان داد که دو فرایند تفاوت معنی‌داری در حذف رنگ مورد نظر ندارد (t=0.3،P=0.77) در عین حال نتایج از تاثیرگذاری زمان واکنش بر میزان کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیائی در حذف رنگ حکایت داشته است ($p>0.001$ ، $t=5.5$). نتایج مشابهی نیز در فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی در این پژوهش حاصل شد و بالاترین راندمان حذف رنگ در شرایط خنثی و به میزان ۸۶ ٪ مشاهده شد که با افزایش و کاهش pH محیط از مقدار بهینه (pH برابر ۷)، میزان حذف ماده رنگزا به شدت کاهش یافته و به ۱۱ و ۳۳ ٪ رسید. نتایج مقاسیه راندمان حذف رنگ در دو روش در شرایط بهینه از نظر pH در نمودار ۲ نشان داده شده است.



نمودار ۱. تأثیر pH فرایند انعقاد الکتریکی (غلظت رنگ ۱۰۰ mg/L و دانسیته جریان ۱۲/۷۱ mA/cm^2)

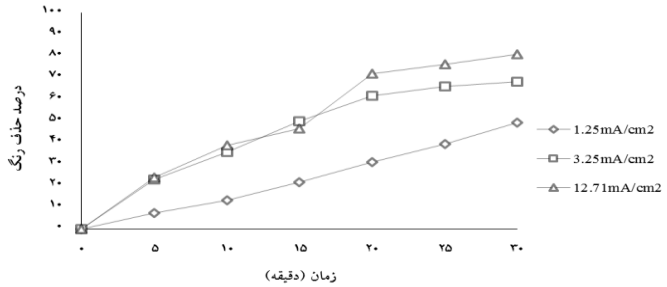
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]



نمودار ۲. مقایسه فرایندهای انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی- شناورسازی در شرایط بهینه (غلظت رنگ ۱۰۰ mg/L و دانسیته جریان ۱۲/۷۱mA/cm^2 و pH برابر ۷)

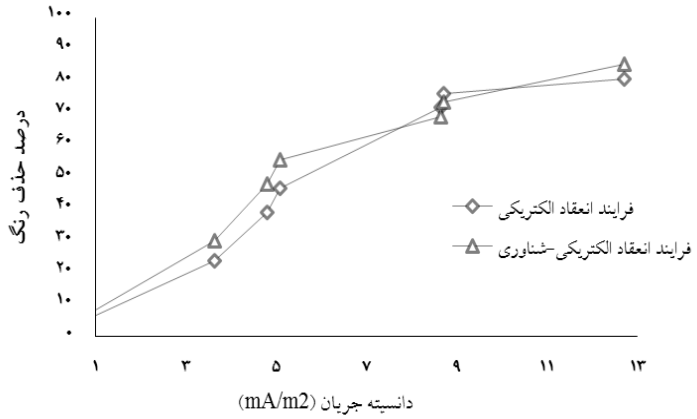
۳-۲ تأثیر تغییرات دانسیته جریان برکارائی فرایند

در این مطالعه نیز پس از تعیین pH بهینه، کارائی فرایندهای مورد نظر در حذف رنگ در غلظت اولیه ۱۰۰ mg/L و مقادیر متفاوت دانسیته جریان مورد مطالعه قرار گرفت که نتایج آن در نمودار ۳ و۴ نشان داده شده است. نتایج این مرحله از انجام آزمایشات بیانگر آن است که در فرایند انعقاد الکتریکی با افزایش دانسیته جریان مقدار حذف رنگ افزایش یافته است. به نحوی که در زمان ۳۰min از انجام فرایند در دانسیته جریان ۱۲/۷۱mA/cm^2 در فرایند انعقاد الکتریکی حدود ۸۱ ٪ رنگ حذف شده است. نتایج مشابهی از تأثیر تغییرات شدت دانسیته جریان در فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی نیز مشاهده شد. بر این اساس و نتایج ارائه شده در نمودار ۴، که مقایسه کارائی حذف رنگ در دو فرایند انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی- شناورسازی در مقادیر متفاوت دانسیته جریان در زمان ۳۰min است بیانگر تأثیر تغییرات شدت دانسیته جریان در فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی است. بر این اساس در زمان ۳۰min از انجام فرایند در دانسیته جریان ۱۲/۷۱ mA/cm^{2}در فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی ۸۵.۵۷ ٪ حذف شده است. نتایج ارزشیابی نشان داد که R^2 مدل برابر۰/۹۴بود که نشان‌دهنده‌ی این است که دو فرایند تفاوت معنی‌داری در حذف ندارند($P=0.4$ ،$t=0.3$). نتایج اخذ شده در هر دو فرایند مورد استفاده بیانگر آن است که با افزایش دانسیته جریان سرعت واکنش و به تبع آن میزان حذف آلاینده افزایش می‌یابد.



نمودار ۳. اثر دانسیته جریان در فرایند انعقاد الکتریکی (غلظت اولیه رنگ ۱۰۰ mg/L، زمان ۳۰ min و pH برابر ۷)

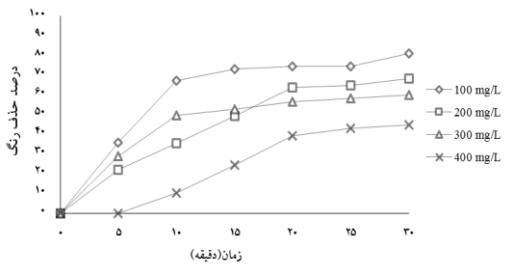
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]



نمودار ۴) اثر دانسیته جریان در کارایی فرایند انعقادالکتریکی انعقاد الکتریکی-شناورسازی در شرایط بهینه (غلظت اولیه رنگ ۱۰۰ mg/L، زمان ۳۰ min و pH برابر ۷)

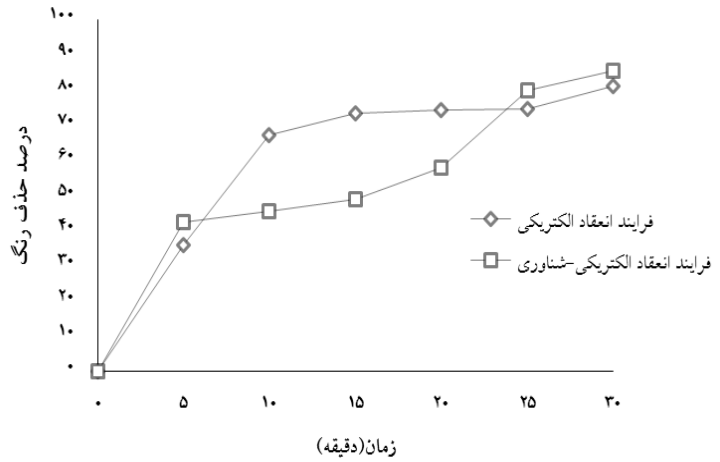
تأثیر غلظت اولیه رنگ بر کارائی فرایند:

به منظور تعیین تأثیر غلظت اولیه ماده رنگزا بر بازدهی حذف آن در فرایندهای انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی- شناورسازی در شرایط بهینه بهره‌برداری از نظر pH و دانسیته جریان مقادیر متفاوت رنگ در دامنه ۱۰۰- ۴۰۰ mg/L مورد بررسی قرار گرفت که نتایج آن در نمودارهای ۵ و ۶ نشان داده شده است. نتایج این مرحله از انجام آزمایشات حاکی از آن است که در سیستم مذکور و در حین استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی با افزایش میزان رنگ کارائی فرایند در حذف آن به صورت خطی کاهش یافته است. در این حالت و با گذشت زمان انجام فرایند و رسیدن آن به ۳۰min به ترتیب ۸۱، ۶۸، ۶۰ و ۴۵ ٪ در غلظت‌های اولیه ۱۰۰، ۲۰۰، ۳۰۰ و ۴۰۰ mg/L حذف شده است. نتایج ارزشیابی نشان داد که R^2 مدل برابر ۰/۸۱ بود و همچنین دو فرایند تفاوت معنی‌داری در حذف رنگ ندارند($t=1.1$، $P=0.3$). همچنین مقایسه کارائی حذف رنگ در شرایط بهینه در فرایندهای انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی- شناورسازی در شرایط بهینه که در شکل ۶ نشان داده شده است، که از افزایش کارائی فرایند در حذف رنگ در فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی حکایت دارد. بگونه‌ای که در زمان ۳۰min از انجام فرایند میزان حذف از ۸۱ ٪ فرایند انعقاد الکتریکی به ۸۶ ٪ در فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی رسیده است و در عین حال زمان واکنش بر میزان کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیائی در حذف رنگ مؤثر است($t=6.7$ ،$P<0.001$). نتایج سایر مطالعات انجام شده در این خصوص نشان داده است که با افزایش غلظت اولیه رنگ کارائی حذف رنگ کاهش یافته است.



نمودار۵. تأثیر غلظت اولیه رنگ در فرایند انعقاد الکتریکی (زمان ۳۰ min، دانسیته جریان ۱۲/۷۱mA/cm^2 و pH برابر ۷)

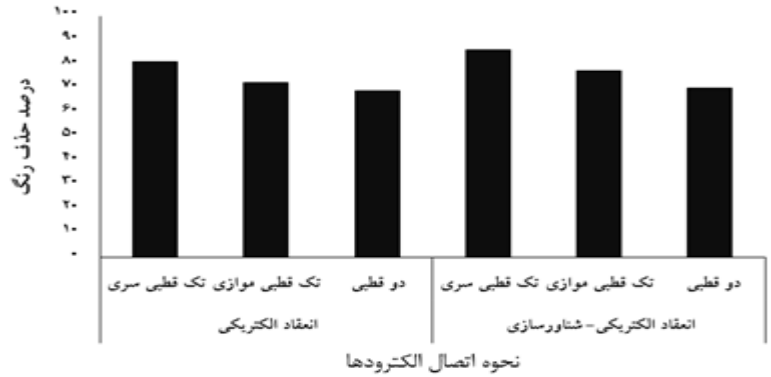
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]



نمودار ۶. اثر غلظت رنگ در کارایی فرایند انعقادالکتریکی انعقاد الکتریکی- شناورسازی در شرایط بهینه (زمان ۳۰ دقیقه، دانسیته جریان ۱۲/۷۱A/cm^2 و pH برابر)

۳-۴ تأثیر نحوه اتصال الکترودها بر کارائی فرایند:

از دیگر پارامترهای تأثیرگذار در فرایند انعقاد الکتریکی نحوه اتصال الکترودها به یکدیگر از نوع تک قطبی و دو قطبی است. نتایج مطالعه اخیر که در هر دو فرایند در شرایط بهینه نحوه اتصال الکترودها را بر اساس تک قطبی(سری و موازی) و دو قطبی مورد مطالعه قرار داده است در نمودار ۷ نشان داده شده است. بر این اساس در فرایند انعقاد الکتریکی و در شرایط بهینه بهره‌برداری به ترتیب ۸۰/۹۸ ، ۷۲/۳۹و ۶۵/۸ ٪ از حذف رنگ به ترتیب در اتصال تک قطبی سری و موازی و دو قطبی مشاهده شد. این در حالی است که در فرایند انعقادالکتریکی- شناورسازی میزان حذف رنگ به ترتیب ۸۵/۵۷ ،۷۷/۳۴ و ۶۷/ ۶۹ ٪ به ترتیب در اتصال تک قطبی سری و موازی و دو قطبی بوده است. نتایج ارزشیابی نشان داد که R^2 مدل برابر۰/۶۷ بود که نشان‌دهنده‌ی این است که دو فرایند تفاوت معنی‌داری در حذف رنگ ندارند (t=1.02 ،P =0.83) و زمان بر میزان کارایی فرایند تأثیرگذار است(p<0.001، t=13.5) . بنابراین الکترودهای تک قطبی برای حذف رنگ بر الکترود های ۲ قطبی ارجحیت دارند.



نمودار ۷. تأثیر نحوه اتصال الکترودها درکارائی فرایندهای انعقاد الکتریکی- شناورسازی در شرایط بهینه بهره‌برداری

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

بحث

pHاولیه محلول یکی از فاکتورهای بسیار حائز اهمیت و مؤثر در کارائی فرایندهای انعقاد الکتریکی همگام با سایر فرایندهای شیمیائی به منظور حذف آلاینده ها به شمار می‌رود (۱۷، ۱۲). بگونه‌ای که نتایج تحقیات انجام شده در این زمینه بیانگر آن است که این پارامتر بسته به نوع فرایند مورد استفاده و توع آلاینده بسیار متغیر است. بررسی نتایج مطالعات متعدد در این زمینه عامل مهم و تأثیرگذار در فرایندهای انعقاد شیمیائی را تأثیر pH محیط بر تشکیل انواع هیدروکسیدهای فلزی در فرایند و اثر آن‌ها بر حذف ترکیبات مختلف دانسته‌اند (۱۷، ۱۲). در این زمینه و در حین استفاده از آلومینیوم به عنوان الکترود به ترتیب یون آلومینیوم در آند و یون هیدروکسیل در کاتد تولید می‌شود که در این راستا توزیع نوع محصولات هیدرولیز به دلیل تشکیل هیدروکسیدهای آلومینیوم امکان جذب عوامل تولید رنگ در لخته‌های شکل گرفته را فراهم می‌کند (۱۷). در فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترود آلومینیوم در آند، کاتد و محلول به ترتیب معادلات ۲، ۳ و ۴ (معادلات زیر) بروز می‌کند، که در نهایت منجر به تولید گونه‌های هیدرولیز شده $AL(OH)_3$ که نقش اصلی و تأثیرگذار در تشکیل لخته و حذف آلاینده‌های مختلف از طریق درگیر نمودن آن‌ها در فرایند می‌شود.

معادله ۲ واکنش اکسیداسیون آند $Al \rightarrow Al^{3+} + 3e^-$

معادله ۳ واکنش احیا کاتد $3H_2O+3e^- \rightarrow 3/2H_2+3OH^-$

معادله ۴ واکنش هیدرولیز $AL^{3+}+3H_2O \rightarrow AL(OH)_3+3H^+$

علت تأثیرگذاری pH محیط در فرایند انعقاد الکتریکی را می‌توان بدین صورت بیان نمود که در محیط‌های با pH کمتر از ۴ و در حین استفاده از الکترود آلومینیوم گونه‌های مونومر کاتیونی $AL(OH)_2^{2+}$ و AL^{3+} غالب هستند. این در حالی است که با افزایش pH در محدوده pH = ۴-۹ لخته‌های کوچک $AL(OH)_3$ شکل می‌گیرد که دارای مساحت سطح زیادی می‌باشد و منجر به جذب سریع ترکیبات آلی، ذرات کلوئیدی و نمک‌ها می‌شود. با افزایش pH محیط به بیش از ۹ ، آنیون $AL(OH)_4^-$ تولید می‌شود که این ماده نقش مؤثری در حذف نداشته بنابراین کارایی حذف کاهش پیدا می‌کند (۲۲، ۱۹). این شرایط در فرایند توأم انعقاد الکتریکی- شناورسازی نیز مشاهده می‌شود مضاف بر آن‌که pH محیط می‌تواند بر روی اندازه حباب‌ها نیز تأثیرگذار باشد (۱۸). ولی اندازه معمول حباب‌ها در فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی در دامنه ۲۰-۷۰ µm است، که کوچک‌تر از فرایندهای متعارف شناورسازی با هوا است. سایز حباب‌های هیدروژن که معمولا از توزیع لگاریتمی نرمال پیروی می‌کند در pH خنثی کوچک‌ترین سایز را دارا می‌باشد، از این رو تنظیم pH قبل از انجام فرایند در راکتور و بسته به نوع آلاینده امری ضروری به نظر می‌رسد (۱۸). از جمله در مطالعه انجام شده توسط ژائو و همکاران در حذف جلبک و با فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی بهترین عملکرد در محیط با شرایط pH خنثی مشاهده شده است (۲۳، ۲۱). دانسیته جریان الکتریکی در یک واکنش الکتروشیمیایی پتانسیل الکتریکی اعمال شده بر واحد سطح الکترود آند است (۱). تأثیر تغییرات دانسیته جریان از دیگر عوامل تأثیرگذار در حذف آلاینده‌ها در فرایندهای انعقاد الکتریکی است (۱۸). از این رو در هر فرایندی بررسی تأثیر این پارامتر در حذف ماده مورد نظر حائز اهمیت می‌باشد.

مطابق قانون فارادی (معادله ۵) افزایش شدت جریان اعمالی باعث افزایش یون‌های فلزی خورده شده از سطح الکترود آند قربانی می‌شود (۲۱).

معادله ۵

$$CD=\frac{I}{2S}$$

که در این معادله:

CD: دانسیته جریان بر حسب mA/cm^2

I: شدت جریان بر حسب mA

S: مساحت کل آند بر حسب cm^2

کارایی درصد حذف رنگ به یون‌های آلومینیوم تولیدی بستگی دارد که مطابق قانون فارادی به شدت جریان الکتریکی و مدت زمان واکنش وابسته است. هنگامی که یکی

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

از این دو عامل افزایش پیدا می‌کند تراکم عوامل منعقدکننده نیز افزایش می‌یابد، بنابراین درصد حذف رنگ بالاتری در زمان طولانی و پتانسیل بالاتر مشاهده می‌شود (۲۱). در عین حال نتایج از تأثیرگذاری زمان واکنش بر میزان کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیائی در حذف رنگ حکایت داشته است ($P<0.001$ ،$t=4.9$). از سوی دیگر با آزاد شدن یون آلومینیوم در محیط ناشی از هیدرولیز شیمیایی حادث شده در کاتد، پدیده‌ای به نام خوردگی حفره‌ای رخ می‌دهد که دلیل ایجاد حفره در سطح الکترودها شده و افزایش تولید لخته‌های هیدروکسید آلومینیوم را سبب می‌شود (۱۸). به علاوه در استفاده از فرایند شناورسازی توأم با انعقاد الکتریکی علاوه بر فرایند فوق، دانسیته جریان قادر است میزان حباب‌های تولید شده را افزایش و اندازه آن‌ها را کاهش دهد که خود منجر به اتصال بیشتر حباب‌های هیدروژن به لخته‌ها شده و عملیات شناورسازی را افزایش می‌دهد (۲۴، ۱۸). نتایج سایر مطالعات نشان می‌دهد که راندمان حذف، سرعت واکنش و مصرف الکترود با افزایش دانسیته جریان افزایش می‌یابد که نتایج آن با این مطالعه هم‌خوانی دارد و می‌توان رابطه مستقیم افزایش بازده حذف با افزایش دانسیته جریان را توجیه نمود (۲۵). در یک هدایت الکتریکی ثابت مقدار مشخصی ترکیبات هیدروکسید آلومینیوم در محیط تولید می‌شود و این مقدار هیدروکسید آلومینیوم تولیدی قادر به حذف مقدار بیش از حد معین نمی‌باشد (۲۷-۲۶). در حقیقت در فرایند انعقاد الکتریکی و در حین کاربرد به شکل تک قطبی از یک یا چند الکترود آند و کاتد استفاده می‌شود که همگی مستقیما به منبع اعمال پتانسیل متصل هستند. در اتصال به شکل دو قطبی، الکترود دو قطبی راهی برای وارد کردن یک الکترود بدون برقراری تماس خارجی و الکترود با بستر سیال (متغیر) است. الکترودهای دو قطبی به منبع خارجی متصل نیستند اما آن‌ها به آسانی بین آند انتهایی و کاتد انتهایی که به منبع ولتاژ متصل هستند قرار می‌گیرند. در این حالت با برقراری جریان بین دو الکترود، یک طرف الکترود که دارای بار خنثی است باردار شده و در طرف دیگر الکترود بار مخالف وجود دارد. الکترودهای قربانی در این گونه موارد اغلب به عنوان الکترودهای دو قطبی شناخته می‌شوند، بنابراین در طول فرایند در قطب مثبت الکترود واکنش‌های آندیک رخ می‌دهد در صورتی که قطب منفی الکترود با واکنش‌های کاتدیک مواجه می‌شود (۲۷). به این دلیل که در اتصال دو قطبی دو جفت الکترود استفاده شده که تنها الکترودهای انتهایی به ترتیب به کاتد و آند جریان برق مستقیم متصل هستند. در اتصال دو قطبی دو سلول الکتروشیمیایی برای به دست آوردن اکسیداسیون آندی کافی برای داشتن مساحت سطح بالاتر نسبت به الکترودهای تک قطبی با هم فعالیت می‌کنند، در نتیجه با دانسیته جریان مشابه برای هر دو نوع اتصال شدت بالاتری در دو قطبی‌ها مورد نیاز است (۲۸). در اتصال الکترودهای تک قطبی به صورت سری راندمان حذف رنگ بالاتر از اتصال الکترودها به صورت موازی می‌باشد، به این دلیل که در اتصال سری به پتانسیل بالاتری برای دستیابی به دانسیته جریان خاصی مورد نیاز است، از این رو این چیدمان، فلاک بیشتری از حالت موازی تولید می‌کند که باعث راندمان حذف بالاتری می‌شود (۲۷).

نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر به منظور مقایسه کارائی فرایندهای الکتروکواگولاسیون والکتروکواگولاسیون- الکتروفلوتاسیون حذف رنگ راکتیو بلک ۵ مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج این مطالعه بیانگر آن است که فرایند الکتروکواگولاسیون- الکتروفلوتاسیون راندمان بالاتری در حذف رنگ نسبت به فرایند الکتروکواگولاسیون به تنهایی دارد. نتایج آزمایش‌های صورت گرفته نشان داد که راندمان حذف رنگ با افزایش دانسیته جریان و زمان تماس رابطه مستقیم و با غلظت اولیه رنگزا رابطه عکس دارد. هم‌چنین اتصال الکترودها به صورت تک قطبی راندمان حذف بالاتری از الکترودهای دو قطبی داشته است. در مجموع نتایج این پژوهش حاکی از آن است که فرایند انعقاد الکتریکی- شناورسازی با استفاده از الکترود آلومینیوم در مقیاس آزمایشگاهی روشی مناسب و مؤثر جهت

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

حذف رنگ راکتیو بلک ۵ در مقایسه با فرایند انعقاد الکتریکی می‌باشد.

.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از طرح تحقیقاتی با عنوان مقایسه حذف رنگ راکتیوبلاک ۵ با استفاده ازفرایندهای انعقاد الکتریکی و انعقاد الکتریکی- شناورسازی در فاضلاب‌های سنتتیک با الکترود آلومینیوم مصوب معاونت تحقیقات و فنآوری دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی همدان با کد ۹۳۰۱۲۶۲۷۷ است، که با حمایت مالی آن معاونت اجرا شده است.

References

1. Jafarzadeh N, Daneshvar N. Treatment of textile wastewater containing basic dyes by electrocoagulation process. J of Water and Wastewater 2006;57:22-9. [In Persian]
2. Dos Santos AB, Cervantes FJ, van Lier JB. Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: perspectives for anaerobic biotechnology. Bioresource Technology 2007;98(12):2369-85.
3. Chatterjee S, Lim S-R, Woo SH. Removal of Reactive Black 5 by zero-valent iron modified with various surfactants. Chemical Engineering Journal 2010;160(1):27-32.
4. Zollinger H. Color chemistry: syntheses, properties, and applications of organic dyes and pigments. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons; 2003.
5. Anliker R. Color chemistry and the environment. Ecotoxicology and environmental safety 1977;1(2):211-37.
6. Dalvand A, Gholami M, Joneidi A, Mahmoodi NM. Dye removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of textile wastewater as a clean process. CLEAN–Soil, Air, Water 2011;39(7):665-72.
7. Şengil İA, Özacar M. The decolorization of CI Reactive Black 5 in aqueous solution by electrocoagulation using sacrificial iron electrodes. Journal of hazardous materials 2009;161(2):1369-76.
8. Golka K, Kopps S, Myslak ZW. Carcinogenicity of azo colorants: influence of solubility and bioavailability. Toxicology letters 2004;151(1): 203-10.
9. Balla W, Essadki A, Gourich B, Dassaa A, Chenik H, Azzi M. Electrocoagulation/electroflotation of reactive, disperse and mixture dyes in an external-loop airlift reactor. Journal of hazardous materials 2010;184(1-3):710-6.
10. Mahmoodi N. Treatment of Synthetic Wastewater Containing Reactive Red 198 by Electrocoagulation Process. Iranian Journal of Health and Environment 2011;4(1): 11-22. [In Persian].
11. Charoenlarp K, Choyphan W. Reuse of dye wastewater through colour removal with electrocoagulation process. Asian Journal on Energy and Environment 2009;10(4):250-60.
12. Asgari G, Seid-mohammadi A, Roshanaie Gh, Sharifi Z, Mehralipur J, Shabanlo M. Electrocaogulation (EC) and electrocoagulation/flotation (ECF) processes for removing high turbidity from surface water using Al and Fe electrodes. Journal of Water and Wastewater Iran. 2012; 24(2): 62-9. [In Persian].
13. Merzouk B, Gourich B, Sekki A, Madani K, Chibane M. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation–electroflotation technique: A case study. Journal of hazardous materials 2009;164(1):215-22.

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

14. Lee P-C, Gau S-H, Song C-C. Particle removal of high-turbidity reservoir water by electro-aggregation. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING AND MANAGEMENT. 2007;17(5):371-5.
15. Jiang J-Q, Graham N, André C, Kelsall GH, Brandon N. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. Water Research 2002;36(16):4064-78.
16. Mouedhen G, Feki M, Wery M, Ayedi H. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. Journal of hazardous materials 2008;150(1):124-35.
17. Rahmani AR, Samarghandi MR. Electrocoagulation treatment of color solution containing colored index eriochrome black T. J of Water and Wastewater 2009;69:52-8. [In Persian].
18. Essadki A, Bennajah M, Gourich B, Vial C, Azzi M, Delmas H. Electrocoagulation/electroflotation in an external-loop airlift reactor—application to the decolorization of textile dye wastewater: A case study. Chemical Engineering and Processing: Process Intensification 2008;47(8):1211-23.
19. Emamjomeh MM, Sivakumar M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. Journal of Environmental Management 2009;90(5):1663-79.
20. Kaliniichuk E, Vasilenko I, Shchepanyuk VY, Sukhoverkhova N, Makarov I. Treating refinery wastewaters to remove emulsified oils by electrocoagulation and electroflotation. Int Chem Eng;(United States) 1976;16(3).
21. Daneshvar N, Khataee A, Amani Ghadim A, Rasoulifard M. Decolorization of CI 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(3):566-72.
22. Gao S, Yang J, Tian J, Ma F, Tu G, Du M. Electro-coagulation–flotation process for algae removal. Journal of hazardous materials 2010;177(1):336-43.
23. Vinodha S, Babithesh S, Jegathambal P. An Experimental Investigation on the Effect of The Operating Parameters For The Decolourisation Of Textile Waste Water By Electro Coagulation Process. International Journal of Engineering Research and Development 2012; 5(3): 45-54
24. Seid-mohammadi A.M, Asgari Gh, Sammadi M.T, Ahmadian M, Poormohammadi A. Removal of humic acid from synthetic water using chitosan as coagulant aid in electrocoagulation process for Al and Fe electrodes. Research Journal of Chemical Environment. 2014; 18(5), 16-9.
25. Mollah MY, Pathak SR, Patil PK, Vayuvegula M, Agrawal TS, Gomes JA, et al. Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes. Journal of hazardous materials 2004;109(1-3):165-71.
26. Seid-mohammadi A.M, Mehralipour J, Shabanlo A, Roshanaie Gh, Barafreshtepour M, Asgari Gh. Comparing the electrocoagulation and electro-fenton processes for removing nitrate in aqueous solution for Fe electrodes. Journal of Mazandaran University of Medical Sciences, 2013; 23 (104): 57-67.
27. Asselin M, Drogui P, Benmoussa H, Blais J-F. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. Chemosphere 2008;72(11):1727-33.
28. Yazdanbakhsh A, Massoudinejad M, Arman K, Aghayani E. Investigating the Potential of Electro-coagulation-Flotation (ECF) Process for Pollutants Removal from Olive Oil Mill Wastewater. J Appl Environ Biol Sci 2013;3(3):22-8.

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

A Comparative study on removal of reactive black 5 using Electrocoagulation and Electrocoagulation/Flotation Processes in aqueous solution

Abdolmotaleb Seid-Mohammadi [1], Ghorban Asgari [2], Somaye Akbari [3], Amir Shabanlo [4], Ghodratallah Roshanaie [5], Halime Almasi [6]

Original Article

Abstract

Background: Nowadays, synthetic azo dye compounds as environmental pollutants are widely used in different application. In this study, the treatability of polluted effluents by reactive black 5 azo dye was investigated in a lab scale batch experimental reactor using electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes with aluminum electrodes.

Methods: In the present study, an electrocoagulation flotation reactor in a lab scale with an approximate volume of 1 liter was prepared which is equipped with four Al electrodes with dimensions of 200*20*2 mm. The effects of operational parameters such as initial pH, current density, contact time, initial dye concentrations and flotation were evaluated.

Findings: The results indicated that the highest dye removal rates in the electrocoagulation process were observed in natural pH of the solutions, 12.71 mA/Cm^2 current density and 100 mg/l initial dye concentration at 30 min contact time. In these conditions, up to 81% of dye was removed in the electrocoagulation process. Based on the result obtained in this study, it was found that much higher dyes removal could be achieved by electrocoagulation/flotation processes (86%) process than that by electrocoagulation process in the same conditions.

Conclusion: Electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes could be a promising process using aluminum electrodes for dye removal.

Key Words: Electrocoagulation, Flotation, Removal, Reactive Black 5, Aluminum Electrode, Dye removal

Citation: Seid-mohammadi A, Asgari Gh, Akbari S, Shabanlo A, Roshanaie Gh, Almasi H. **A Comparative study on removal of reactive black 5 using Electrocoagulation and Electrocoagulation/Flotation Processes in aqueous solution.** J Health Syst Res 2015; 11(3):582-594

Received date: 18.08.2014 **Accept date: 26.04.2015**

1. Social Determinants of Health Research Center, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of public Health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan. Iran
2. Social Determinants of Health Research Center, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of public Health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan. Iran
3. M.Sc. Student Environmental Health, Department of Health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan. Iran
4. M.Sc. Student Environmental Health, Department of Health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan. Iran
5. Assist prof. of Statistics and Epidemiology, Faculty of public health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan. Iran
6. M.Sc. Student Environmental Health, Department of Health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran (Corresponding Author) Email: H.almasi14@yahoo.com.

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]