

پیش تصفیه فاضلاب دباغی چرم به کمک فرآیند انعقاد الکتریکی

لیلا داورپناه^{۱*}، سوما طاهریان^۲، الهام عبدالله زاده شرقی^۱

^۱ استادیار گروه محیط زیست، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج، ایران

^۲ دانش‌آموخته کارشناسی ارشد مهندسی انرژی‌های تجدیدپذیر، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۶/۱۱/۱۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۳/۳۰

چکیده

زمینه و هدف: صنعت چرم‌سازی از آلوده‌کننده‌ترین صنایع کشور است که سبب تولید سالانه چند صد تن فاضلاب صنعتی می‌گردد. یکی از روش‌های موثر جهت پیش‌تصفیه این گونه پسابها فرایند انعقاد الکتریکی است که این پژوهش با هدف حذف COD و کدورت از فاضلاب واقعی یکی از واحدهای تولید چرم طبیعی در شهرک چرمشهر به کمک فرآیند انعقاد الکتریکی بوده است.

مواد و روش‌ها: این پژوهش در مقیاس آزمایشگاهی در یک راکتور انعقاد الکتریکی به حجم ۴۸۰ میلیتر انجام گردید. فاضلاب مورد آزمایش از یک واحد دباغی چرم به صورت مرکب جمع آوری گردید و متغیرهای اصلی شدت جریان (۱/۵، ۲/۵، ۳/۵ و ۵ آمپر)، زمان ماند (۵، ۱۰، ۱۵ و ۳۰ دقیقه)، pH اولیه (۶، ۷ و ۸) و جنس الکترودهای به‌کار رفته (آهن، آلومینیوم و استیل) در نظر گرفته شدند.

یافته‌ها: شرایط بهینه در فرایند انعقاد الکتریکی جهت دستیابی به بیشترین بازده حذف COD (برابر با ۶۲/۵۷٪) در آزمایشی با شرایط زمانی ۵ دقیقه، چگالی جریان ۲۳/۵ mA/cm^۲، pH=۸/۶ و تعداد ۲ الکترود استیل ارزیابی گردید. همچنین در آزمایشی که دارای زمان ماند ۳۰ دقیقه، چگالی جریان ۲۳/۵ mA/cm^۲، pH=۸/۶۲ و تعداد ۴ الکترود بوده است، به میزان حذفی برابر با ۶۲/۸۸٪ دست یافته شد.

نتیجه‌گیری: نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که فرآیند انعقاد الکتریکی می‌تواند روشی کارآمد در پیش‌تصفیه فاضلاب دباغی باشد و با الکترود آلومینیوم و مدت زمان انعقاد ۵ دقیقه، با چگالی جریان ۷ mA/cm^۲ در pH=۸/۶ می‌توان به شرایط بهینه حذف دست یافت.

کلمات کلیدی: فرایند انعقاد الکتریکی، پساب دباغی چرم، COD، الکترودهای آهن، آلومینیوم و استیل، کدورت

مقدمه

صنایع چرم‌سازی در طی عملیات دباغی حجم بالایی از آب را مصرف می‌کنند از این رو همواره باعث تولید پساب فراوانی می‌شوند؛ که این پساب در صورت عدم تصفیه مناسب باعث تغییر کیفیت آب‌های سطحی و زیرزمینی و محیط‌زیست می‌گردد. همچنین به دلیل استفاده این صنایع از مواد شیمیایی همچون آهک، سولفیدها، سولفات آمونیوم، کلرید سدیم، ضدعفونی‌کننده‌ها، تانن‌های گیاهی و نمک‌های کروم و تخلیه این ترکیبات آلاینده همراه با جریان فاضلاب صدمات بزرگی به محیط‌زیست وارد می‌سازند^۱. چرم طی مراحل مختلفی تولید می‌شود که این مراحل شامل انبار و نگهداری پوست خام، خیساندن و شستشو، آهک‌دهی، لاش زدایی، موگیری، آهک‌گیری، آنزیم‌دهی، چربی‌گیری، دباغی، دباغی مجدد و فعالیت‌های تکمیلی شامل: برش زدن و جور کردن، روغن‌دهی، براق کردن و رنگ‌آمیزی می‌باشد^۲. به‌طورکلی می‌توان گفت صنعت چرم‌سازی از آلوده‌سازترین صنایع سبک کشور است که سالانه چند صد تن فاضلاب صنعتی تولید می‌کند. همچنین فاضلاب ناشی از این صنعت دارای بوی آزاردهنده و گازهایی است که حاصل فرآیند عمل‌آوری چرم هستند^۳. فلز سنگین "کروم" در صنعت چرم‌سازی مهم‌ترین ماده‌ای است که برای استحکام بخشیدن به چرم به کار می‌رود. انتشار این ماده در فاضلاب خروجی از کارخانه علاوه بر زیان‌های اقتصادی به‌واسطه عدم بازیافت، به دلیل ماهیت سمی آن باعث ایجاد اختلال در فرآیندهای بیولوژیکی تصفیه فاضلاب می‌گردد. در ایران هزینه تأمین تصفیه‌خانه برای شهرکهای صنعتی تولید چرم زیاد است و حتی در صورت وجود نیز به‌واسطه عدم تجهیزات واحدهای مستقل به سیستم پیش‌تصفیه، تصفیه‌خانه‌های مرکزی ناکارآمد هستند. از اینرو لازم است تا راهکار تازه‌ای برای تصفیه و

کاهش آلودگی ناشی این صنایع اندیشید تا معضلات محیط‌زیستی مربوطه کاهش یابد و سلامت انسان و همه موجودات تضمین شود^۴. یکی از روش‌های نوین تصفیه الکتروشیمیایی فرایند انعقاد الکتریکی (EC) (Electrocoagulation) است که به دلیل سادگی و هزینه مناسب جهت عملیات پیش‌تصفیه فاضلاب دارای مزیت می‌باشد. در واقع تأثیر این روش‌ها از آنجایی که متدهای متداول بیولوژیکی همیشه به‌واسطه سمیت خاص این نوع از فاضلاب‌ها و تأثیر آن بر عملکرد میکروارگانیسم‌ها بازدهی رضایت‌بخشی ندارند و همچنین روش‌های فیزیکی-شیمیایی متداول ایجاد آلودگی ثانویه نموده و معمولاً پرهزینه هستند، توجیه می‌شود^۵. در قرن بیستم نیز از این روش برای تصفیه پساب‌های متعددی استفاده گردید که تعداد محدودی از این آزمایش‌ها موفقیت‌آمیز بوده است^۶. استفاده از انرژی الکتریکی جهت تصفیه آب برای نخستین بار در سال ۱۸۸۹ در کشور انگلستان مطرح شد و پس از آن در سال ۱۹۰۴ روش الکترولیز در استخراج مواد معدنی بکار رفت^۷. از بین آلاینده‌های متفاوتی که از طریق فاضلاب‌های مختلف صنعتی در محیط‌زیست تخلیه می‌شوند، فلزات سنگین دارای اهمیت ویژه‌ای هستند. فرآیند انعقاد الکتریکی دارای مکانیسم پیچیده‌ای می‌باشد و به شرایط و روند انجام آن وابسته است. در این فرآیند فلز آند نقش قربانی را جهت تولید لخته‌های فلزی ایفا می‌کند که وظیفه حذف بار آلودگی فاضلاب را بر عهده دارند. این در حالی است که در کاتد تولید همزمان گاز هیدورژن صورت می‌گیرد. در واقع الکتروشیمی، انعقاد و هیدرودینامیک اساس فرآیند انعقاد الکتریکی می‌باشند^۸. فلزاتی که اغلب در این فرآیند به‌عنوان الکتروود استفاده می‌شوند شامل آهن، آلومینیوم و استیل می‌باشند و جریان الکتریکی باعث حل شدن فلزات در داخل فاضلاب می‌شود.

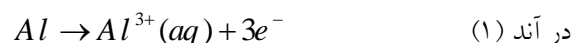
اکسیداتیو بالایی که دارند می توانند تجزیه شوند. در ضمن اگر پتانسیل آندی به اندازه کافی بالا باشد، واکنش هایی دیگری مانند اکسیداسیون مستقیم ترکیبات ارگانیک نیز ممکن است در آند رخ دهد.

در مطالعات مشابه در سایر کشورها ابوسعید و همکاران (Abu Sayid et al.) تاثیر سیستم انعقاد الکتریکی بر روی پساب دباغی را بررسی کردند. آنها توانستند توسط الکتروکدورت آلومینیوم و زمان ماند ۲۱ دقیقه به بازده ۱۰۰٪ برای حذف COD، بازده ۸۴٪ جهت حذف رنگ و بازده ۸۵٪ برای حذف کدورت دست یابند^{۱۲}. دورماز و چینر (Durmaz and Ciner) بر روی تصفیه پذیری پساب یکی از واحدهای دباغی به کمک فرایند انعقاد الکتریکی در کشور ترکیه مطالعاتی انجام دادند که تحت شرایط بهینه چگالی جریان ۱۸/۹ mA/cm² و TSS، COD، pH=۶ و زمان ماند ۲۰ دقیقه و ۲/۷ mA/cm² (Total Suspended Solids) را به ترتیب با بازده ۴۹٪ و ۴۲٪ حذف کنند^{۱۳}. شیویاو و کوردکار (Shivayogimath and Kurdekar) نیز از روش انعقاد الکتریکی برای تصفیه فاضلاب دباغی استفاده نمودند که طبق نتایج حاصل شده به حذف ۹۱٪ از COD و ۱۰۰٪ از کدورت در شرایط عملیاتی ولتاژ ۲۰V، زمان ۱۵۰ دقیقه و pH=۶ دست یافتند^{۱۴}. بیدهنی و بستانچی حذف کروم (III) از پساب دباغی به کمک فرآیند انعقاد الکتریکی را مورد بررسی قرار دادند. بهترین نتایج با الکتروکدورت آلومینیوم، pH=۷، ولتاژ ۳ و زمان ۵۰ دقیقه حاصل شد که تحت این شرایط میزان حذف کروم برابر با ۹۳/۶۷٪ بوده است^{۱۵}.

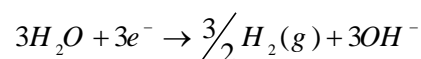
هدف از تحقیق حاضر ارزیابی تصفیه فاضلاب چرم سازی با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی به عنوان روشی نوین و جذاب است و در این راستا اثر پارامترهای مؤثر بر فرآیند تصفیه مورد بررسی قرار گرفته خواهد شد.

مواد و روش ها

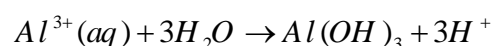
در یک pH مناسب، دامنه گسترده ای از لخته های یون ها و هیدروکسیدهای فلزی می توانند تشکیل شوند که باعث بی ثباتی و ته نشینی ذرات معلق می شوند؛ در واقع ذرات معلق جذب این یون های فلزی می گردند. زمانی که از آلومینیوم به عنوان الکتروکدورت استفاده می شود مکانیسم های ذیل می توانند بیان گر فرایند باشند^۹ (روابط ۱ تا ۳):



در کات د (۲)

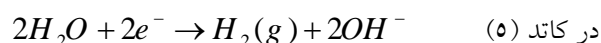
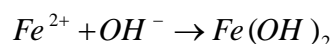
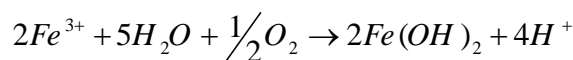
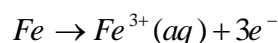


به صورت محلول (۳)

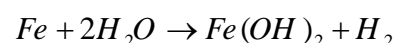
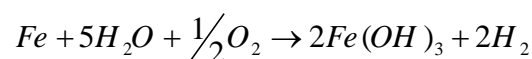


همچنین زمانی که از الکترودهای آهن یا استیل استفاده شود واکنش های زیر اتفاق می افتد^{۱۰، ۱۱} (روابط ۴ تا ۶):

در آند (۴):



به صورت کلی (۶):

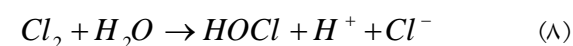


در طول فرآیند انعقاد الکتریکی، تشکیل هیدروکسید فلزی رخ می دهد که این لخته ها دارای سطوح بزرگ هستند و برای جذب آلودگی ها از محیط محلول مناسب می باشند.

به دلیل ویژگی ها و مشخصات فاضلاب دباغی در طول فرآیند الکتروکدورت کلر مولکولی تشکیل می شود^{۹، ۱۱}



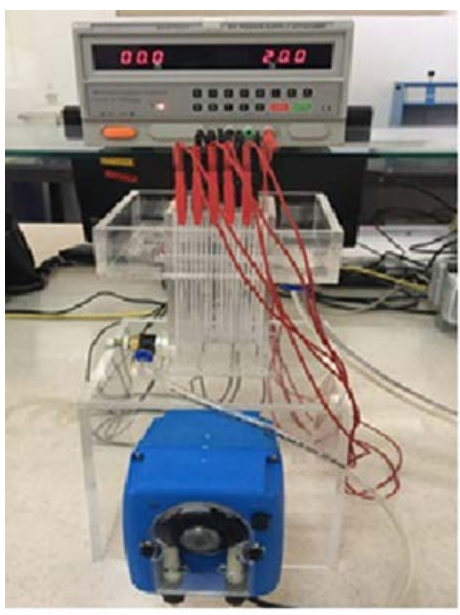
که متعاقباً کلر مولکولی تولید شده به اسید هیپوکلرو و در نهایت یون هیپوکلریت هیدرولیز می شود:



اسید هیپوکلرو و یون هیپوکلریت به دلیل قابلیت

سنباده تمیز و سپس با اسید هیدروکلریک یک نرمال و آب مقطر شستشو داده شد.

نوع آرایش الکتروود در کلیه آزمایش‌های جدول ۲ در حالت مونوپلار (Mono polar) بوده است؛ که شرایط با ۴ الکتروود، زمان ۵ دقیقه، $pH=8/6$ و جریان ۵ آمپر به‌عنوان شرایط شاهد تلقی شدند. همچنین جهت تنظیم pH نمونه‌های فاضلاب مورد آزمایش، از محلول اسیدسولفوریک ۹۸٪ استفاده گردید. لازم به ذکر است جهت سنجش pH از pH متر (HACK-HQ40d, USA) استفاده گردید.



شکل ۱: شماتیک سیستم انعقاد الکتریکی مورد استفاده در تحقیق حاضر در مقیاس آزمایشگاهی

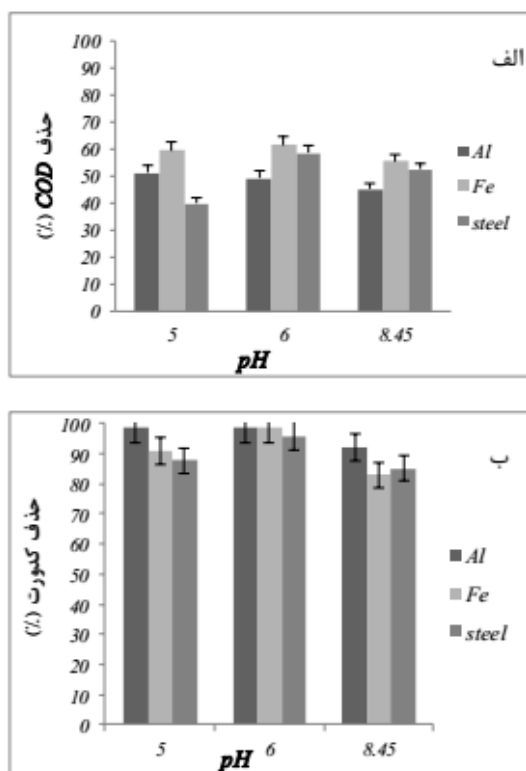
در این تحقیق تصفیه فاضلاب چرم‌سازی به‌وسیله فرآیند انعقاد الکتریکی به‌صورت یک مطالعه تجربی و در شرایط آزمایشگاهی صورت گرفت. در جدول ۱ ویژگی‌های سباسب مورد مطالعه ارائه شده است.

جدول ۱: ویژگی‌های سباسب مورد مطالعه		
واحد	مقدار	پارامتر
	۸/۶۲	pH
mS/cm	۲۰/۳۴	Conductivity
g/L	۱۱/۷۴	TDS
%	۱۲/۲۲	Salinity
mg/L	۲۹۰۰	COD
NTU	۴۲۴	Turbidity
mg/L	۸۰۰۰	Chloride
mg/L	۳۵۰۰	Sulfate

کلیه مواد مورد استفاده در این تحقیق دارای خلوص آزمایشگاهی و از مارک Merck ساخت کشور آلمان تهیه گردیدند. فاضلاب خام مورد آزمایش از یکی از واحدهای دباغی چرم واقع در شهرک چرم‌شهر ورامین تهیه شد. برای انجام آزمایش‌های انعقاد الکتریکی، از یک راکتور پیوسته EC از جنس پلکسی گلاس به حجم ۴۸۰ میلیتر استفاده گردید (شکل ۱). به‌منظور تأمین جریان الکتریسیته مورد نظر جهت انعقاد از یک منبع تغذیه (MASTECH HY36010MR, China) استفاده شد. در این سیستم از الکترودهای استیل، آهن و آلومینیوم با ابعاد $1 \times 9 \times 12$ سانتی‌متر استفاده گردید. ناخالصی سطح الکترودها قبل از استفاده در راکتور به‌وسیله

جدول ۲: شرایط آزمایش‌های انعقاد الکتریکی

جریان	زمان (min)	تعداد الکتروود	pH	جنس الکتروود
۱/۵	۵	۲	۵	آهن
۲/۵	۱۰	۴	۶	آلومینیوم
۳/۵	۱۵	۷	۸/۶۲	استیل
۵	۳۰			



شکل ۲: تأثیر مقدار pH اولیه فاضلاب بر میزان حذف COD، و (ب) حذف کدورت

اثر زمان واکنش بر کارایی فرآیند تصفیه

از دیگر پارامترهای مورد ارزیابی در این مطالعه، اثر مدت زمان فرآیند انعقاد الکتریکی بر کارایی تصفیه الکتروشیمیایی در ۴ زمان مختلف (۵، ۱۰، ۱۵ و ۳۰ دقیقه) بوده است. سایر شرایط عملیاتی در این قسمت (pH=۸/۶، جریان ۵ آمپر و ۴ الکتروود) ثابت در نظر گرفته شدند. در این حالت توسط الکتروود آهن با افزایش زمان واکنش انعقاد، مقدار حذف COD به ترتیب از ۵۳/۲۶ تا ۶۲/۸۸٪ افزایش داشته است. با به کارگیری فلز آلومینیوم به عنوان الکتروود فداشونده، داده‌های حاصل از نرخ حذف COD به ترتیب ۴۵/۳۶، ۴۶/۷۳، ۴۶/۳۹ و ۴۸/۴۵٪ بدست آمد که تغییرات آنها جزئی بوده است (افزایش بازده حذف در زمان ۳۰ دقیقه

برای اندازه‌گیری COD نمونه‌های اولیه و نمونه‌های خروجی از راکتور انعقاد الکتریکی از روش رفلاکس بسته استاندارد APHA (5220-D) که نسبت به روش تیتراسیون هم‌زمان کمتری لازم دارد و هم خطای کمتری دارد، استفاده شد^{۱۲}. برای سنجش کدورت نمونه‌های فاضلاب خام و همچنین نمونه‌های گرفته‌شده بعد از آزمایش‌های انعقاد الکتریکی از دستگاه کدورت سنج AQUALYTIC مدل AL450T-IR، استفاده شد که به این منظور از هر یک از نمونه‌های مذکور در ویال مخصوص ریخته شده و توسط دستگاه کدورت سنجش میزان کدورت آن برحسب NTU قرائت شد.

یافته‌ها

تأثیر pH اولیه فاضلاب بر کارایی فرآیند تصفیه

به منظور بررسی اثر پارامتر pH اولیه فاضلاب، pH های ۵، ۶ و ۸/۶ (pH فاضلاب خام دریافتی) با سه الکتروود آهن، استیل و آلومینیوم و با ثابت نگاه داشتن سایر شرایط آزمایش (زمان ۵ دقیقه، ۴ الکتروود و جریان ۵ آمپر) مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل شده در اثر تغییر pH اولیه بر میزان حذف COD و کدورت در شکل ۲ نشان داده شده است؛ که طبق این نتایج در pH=۶ الکتروودهای آهن و استیل با بازده‌های حذف به ترتیب ۶۱/۸۵ و ۵۸/۷۶٪ بالاترین میزان حذف COD را نسبت به سایر pH های اولیه از خود نشان دادند؛ اما الکتروود آلومینیوم در pH=۵ بالاترین میزان حذف COD (۵۱/۴۹٪) را دارا بوده است (شکل ۲ الف). در حذف کدورت نیز روندی مشابه با تغییرات COD قابل مشاهده است، بطوریکه حداکثر میزان حذف کدورت برای آلومینیوم در pH=۵ اتفاق افتاده است. البته لازم به ذکر است که در مقایسه با pH=۶ این مقدار اندکی تفاوت دارد و برای دو الکتروود دیگر (استیل و آهن) بیشترین بازده حذف کدورت به ترتیب (۹۵/۷۷٪ و ۹۸/۷۱٪) در pH=۶ رخ داده است (شکل ۲ ب).

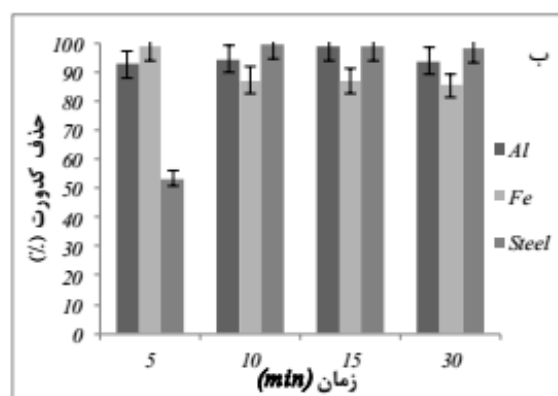
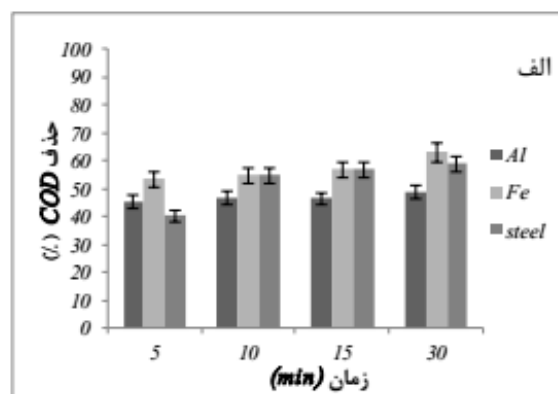
اثر چگالی جریان بر کارایی فرآیند تصفیه

اثر چگالی جریان در تحقیق حاضر در سه سطح ۷، ۱۱/۷۷، ۱۶/۵ و ۲۳/۵ mA/cm^2 و با توجه به امکان تغییر پارامتر ولتاژ از طریق منبع تغذیه مورد استفاده، مورد بررسی قرار گرفت و سایر شرایط حاکم بر آزمایش در شرایط ثابت قرار داده شد. نتایج برای دو الکترود آهن و آلومینیوم حاکی از آن است که میزان حذف صورت گرفته با افزایش جریان اعمالی افزایش پیدا کرده است؛ اما در مورد فلز استیل در چگالی‌های جریان ۷ و $11/77 \text{ mA/cm}^2$ روند افزایشی داشته اما بعد از آن در جریان‌های ۱۶/۵ و $23/5 \text{ mA/cm}^2$ میزان حذف ابتدا کاهش و مجدداً افزایش ۲٪ از خود نشان داد. تأثیر جریان بر میزان حذف در شرایط مشخص در شکل (۴ الف) قابل مشاهده است. میزان حذف کدورت توسط فلز آهن در جریان‌های ۷ و $11/77 \text{ mA/cm}^2$ ابتدا ثابت بوده است سپس با افزایش چگالی جریان افزایش می‌یابد. در الکترود استیل نرخ تغییرات از ۷ تا $16/5 \text{ mA/cm}^2$ به ترتیب (۷۰، ۶۹ و ۶۸٪) بوده است و در چگالی جریان mA/cm^2 ۲۳/۵ با افت همراه بوده و به ۵۳٪ می‌رسد و اصولاً در مورد فلز استیل نرخ حذف کدورت را می‌توان کاهش یافته تلقی کرد؛ اما تغییرات در فلز آلومینیوم متفاوت مشاهده شده بطوریکه با افزایش چگالی جریان از ۷ تا $11/77 \text{ mA/cm}^2$ افت زیادی در میزان حذف کدورت مشاهده می‌شود. سپس مجدداً با تغییر چگالی جریان از ۱۶/۵ تا $23/5 \text{ mA/cm}^2$ روند افزایشی به خود می‌گیرد و می‌توان گفت بالاترین میزان حذف کدورت ۹۵/۳۴٪ در 7 mA/cm^2 مشاهده شده است (شکل ۴ ب).

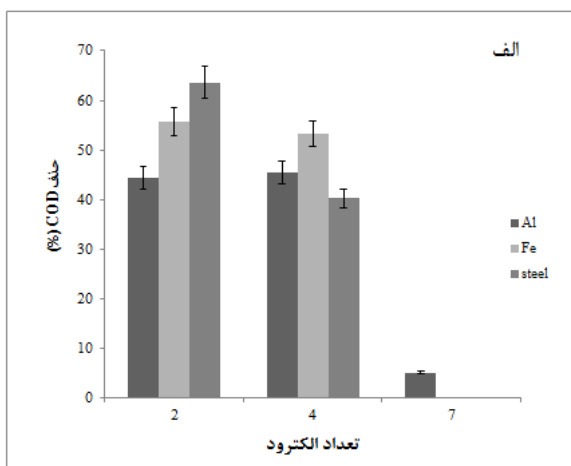
اثر تعداد الکترودها بر کارایی فرآیند تصفیه

تأثیر تعداد الکترودها بر درصد حذف COD و کدورت در شکل ۵ نشان داده است. همان‌طور که در شکل ۵ مشاهده می‌شود با افزایش تعداد الکترودها راندمان به‌شدت کاهش پیدا کرده است به‌طوری‌که در تعداد ۷ الکترود (فاصله ۱/۲cm)

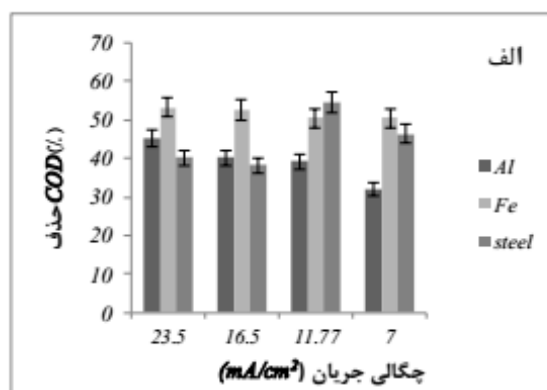
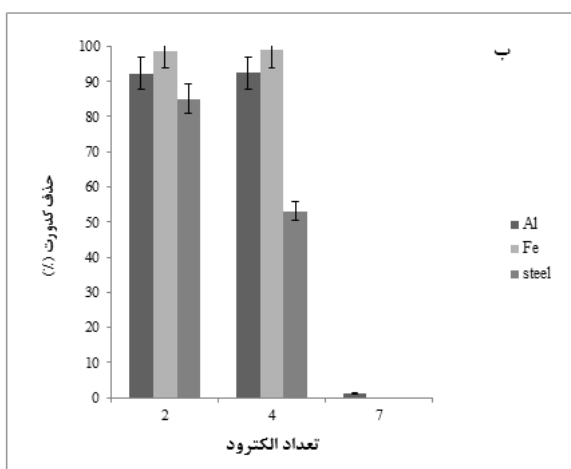
نسبت به زمان ۵ دقیقه تنها ۶/۳۷٪ مشاهده شد؛ اما تغییرات درصد حذف COD با استفاده از استیل به عنوان الکترود با افزایش زمان از ۵ به ۱۰ دقیقه از ۴۰/۲۰ به ۵۴/۶۳٪ افزایش یافت (درصد افزایش ۳۵/۸٪)، اما نرخ حذف در زمان‌های ۱۰ الی ۳۰ دقیقه با نرخ رشد تقریباً ۰/۲٪ همراه بود (شکل ۳ الف). تغییرات حذف کدورت با استفاده از فلز آلومینیوم از زمان ۵ تا ۱۵ دقیقه افزایشی بوده است، اما از زمان ۱۵ تا ۳۰ دقیقه نرخ حذف کاهش یافته است که این روند در مورد دو الکترود دیگر نیز صدق می‌کند، که ممکن است به دلیل ایجاد اختلال در فرایند لخته شدن و شناورسازی و به‌دنبال آن کاهش راندمان حذف کدورت باشد (شکل ۳ ب).



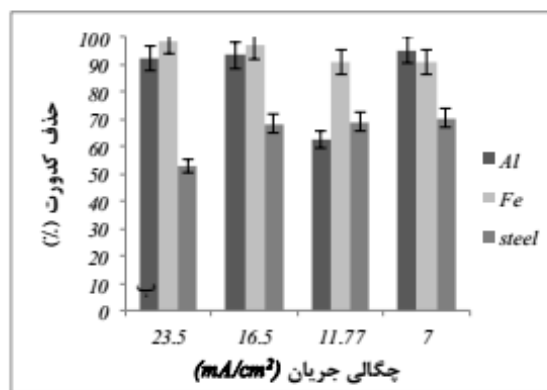
شکل ۳: تأثیر مدت زمان فرآیند انعقاد الکتریکی بر میزان الف) حذف COD، ب) حذف کدورت



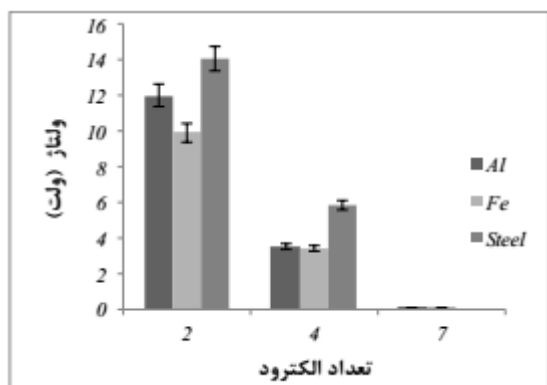
هیچ‌گونه حذف COD و کدورتی مشاهده نمی‌شود. همچنین حداکثر میزان حذف COD و کدورت برای فلز آلومینیوم و آهن در تعداد ۲ (فاصله ۵/۹ cm) و ۴ الکترود (فاصله ۲/۵ cm) ثابت بوده است. درحالی‌که زمانی که از الکترود استیل استفاده شده است با ۲ الکترود (فاصله ۵/۹ cm) بالاترین بازده مشاهده شده است. این افت راندمان احتمالاً به دلیل افزایش مقاومت الکتریکی در سیستم می‌باشد. همچنین با افزایش فاصله بین الکترودها ولتاژ نیز افزایش یافت (شکل ۶).



شکل ۵: اثر تعداد الکترود بر میزان حذف COD. (ب) حذف کدورت



جنس الکترود



شکل ۴: تاثیر چگالی جریان بر میزان حذف COD. (ب) حذف کدورت

شکل ۶: نمودار ولتاژ برحسب تعداد الکترود

قدرت منعقد سازی بیشتری است.^{۱۰}

در نتایج مطالعات انجام‌شده فنگ شن (Feng Shen) و همکاران در زمینه کاربرد فرآیند انعقاد الکتریکی با الکتروود آلومینیوم در pHهای کمتر از ۲ و بیشتر از ۱۰ با توجه خاصیت آمفوتریک هیدروکسیدهای آلومینیوم، مشاهده شد که ذرات هیدروکسید آلومینیوم در pHهای زیر ۲ رسوب نداشته و همچنین در pHهای ۱۰ به بالا $Al(OH)_3$ به فرم AlO_2^- محلول غیرقابل استفاده تبدیل شده و این امر موجب کاهش کارایی این فرایند در حذف آلاینده‌ها می‌شود.^{۱۸} نتایج مشابهی نیز توسط تحقیقات کیم (Kim)^{۱۹} و همچنین آلاتن (Alaton) و همکاران^{۲۰} مشاهده گردید. در تحقیقی که توسط بیگلری و بذرافشان بر روی حذف فنل توسط الکتروود آهن و آلومینیوم انجام گردید، بیشترین مقادیر راندمان حذف فنل با کاربرد فلز آلومینیوم در pH=۴-۵ و همچنین با کاربرد الکتروود آهن در pH=۶-۸ مشاهده شد.^{۲۱} گوبی (Lorena C.A. Gobbi) و همکاران با مطالعه در زمینه حذف روغن از یک امولسیون سنتزی روغن در آب، بیشترین میزان بازده حذف روغن (۹۷/۷۷٪) را در سیستم انعقاد الکتریکی در pH=۸ مشاهده کردند، که با نتایج تحقیق حاضر هم‌خوانی دارد.^{۲۵} در تحقیق حاضر بالاترین میزان حذف کدورت توسط فلز آلومینیوم در pH=۵ رخ داده است که این یافته با نتیجه تحقیق موهده (Mohd khairul) و همکاران در رابطه با حذف کدورت از شیرابه دفنگاه به‌وسیله دو الکتروود استیل و آلومینیوم، توافق دارد.^{۲۲} اما با توجه به اینکه pH اولیه فاضلاب اندکی بالاتر از ۸ می‌باشد و در این pH میزان حذف COD با سایر pHها فاصله چندانی ندارد، از اینرو با توجه به مقدار کم کاهش COD در حالت اسیدی و با در نظر گرفتن نیاز به مصرف اسید جهت تنظیم pH، از نظر اقتصادی استفاده از فاضلاب خام بدون تنظیم pH (با همان مقدار اولیه ۸/۶) معقول به نظر می‌رسد. در ضمن در فرآیند انعقاد الکتریکی با کمک الکتروود آلومینیوم تنها مکانیسم تصفیه الکتروشیمیایی انعقاد بوده است، درحالی‌که با

در فرآیند انعقاد الکتریکی از فلزات مختلفی می‌توان به‌عنوان الکتروود استفاده کرد؛ اما به دلیل بحث اقتصادی متداول‌ترین فلزات آهن، آلومینیوم و استیل می‌باشند که در این پژوهش این سه الکتروود در شرایط زمان واکنش ۵ دقیقه، ۴ الکتروود، جریان ۵ آمپر و pH=۸/۶۲ مورد بررسی قرار گرفتند و نتایج این بررسی در شکل ۷ ارائه شده است. برطبق این نتایج در شرایط حاکم الکتروود آهن عملکرد بهتری از خود نشان داده است و در صورت استفاده از الکتروود آهن و استیل در رنگ پساب تغییراتی ایجاد شده و رنگ به سیاه متمایل می‌گردد.

بحث

اثر pH اولیه فاضلاب

طبق مطالعات انجام‌شده pH اثر قابل‌توجهی بر روی سینتیک‌های رنگ‌زدایی و حذف COD در فرآیند انعقاد الکتریکی دارد.^{۱۵، ۱۴} در واقع pH یک فاکتور اصلی در تشکیل ترکیبات فلزی محلول است.^{۱۶} مکانیسم غالب در فرآیند انعقاد الکتریکی در pHهای اسیدی ۲ تا ۴ فرآیند ترسیب می‌باشد، اما در pHهای بین ۴ تا ۹ فرآیند غالب جذب می‌باشد.^{۱۷} در این تحقیق بررسی اثر pH اولیه بر بازده حذف بررسی گردید. با توجه به شکل ۲ مشاهده می‌گردد که به‌طور کلی محدوده pH ۵-۶ در حذف کدورت و COD عملکرد بالاتری را با استفاده از الکتروودهای آهن، آلومینیوم و استیل دارا می‌باشد. در اثر انحلال الکتروود آهن در آند یون‌های Fe^{2+} و Fe^{3+} تولید می‌شوند و در مقابل، یون‌های OH^- در سطح کاتد شکل می‌گیرند. در pHهای پایین، Fe^{2+} به راحتی به Fe^3 تبدیل می‌شود که سبب تشکیل رسوب $Fe(OH)_3(s)$ شده و در محلول شکل سوسپانسیون به خود می‌گیرد که می‌تواند اجزای کلوئیدی را از فاضلاب به‌وسیله تشکیل کمپلکس سطحی، جذب الکترواستاتیک و عمل انعقاد جداسازی نماید. لازم به ذکر است که $Fe(OH)_3(s)$ نسبت به $Fe(OH)_2(s)$ دارای

به ندرت افزایش یافت و تقریباً ثابت گردید، اما در مورد الکتروکود استیل نرخ حذف روند کاهشی از خود نشان داد و شاید بتوان زمان بهینه در این فرآیند را ۵ دقیقه در نظر گرفت. در مطالعه‌ای که توسط بیگلری و بذرافشان انجام گردید یافته‌ها حاکی از آن بود که زمان فراتر از ۶۰ دقیقه برای حذف فنل مناسب نیست و بعد از این مدت نرخ حذف ثابت می‌ماند.^{۲۱} همچنین در مطالعه‌ای که توسط اوزکان و اوکال بر روی تصفیه پساب نساجی به وسیله فرایند انعقاد الکتریکی انجام شد مشاهده شد که بعد از زمان ۱۵ دقیقه نرخ حذف فرآیند ثابت می‌شود^{۲۶} که نتایج پژوهش حاضر با مطالعه کریمی و همکاران نیز مطابقت دارد^{۲۷} در مطالعه‌ای دیگر که توسط قدرتی و موسوی بر روی فاضلاب رنگرزی با استفاده از الکتروکود آلومینیوم انجام شد مشاهده شد که با گذشت زمان شدت جریان بهبود می‌یابد و بعد از حدود ۴۸ دقیقه راندمان حذف شروع به کاهش می‌کند.^{۲۸} با یک جمع‌بندی می‌توان اقرار نمود که در مطالعات انجام شده موجود در متون علمی، زمان بهینه برای فرآیند انعقاد الکتریکی ۶۰-۵ دقیقه گزارش شده است که بسیاری از آن‌ها معتقد بوده‌اند زمان بهینه کمتر از ۳۰ دقیقه می‌باشد.^{۲۴}

اثر چگالی جریان

در مطالعات پیشین نشان داده شده است که چگالی جریان به شدت عملکرد انعقاد الکتریکی را تحت تأثیر قرار می‌دهد و مؤثر بر عملکرد و اقتصاد فرایند است. چگالی جریان عبارت است از مقدار شدت جریان اعمالی به سطح مقطع مؤثر الکترودها که طبق رابطه ۵ محاسبه می‌گردد.

$$\rho_A = \frac{i}{S} \quad (5)$$

که i شدت جریان برحسب (A یا mA) و S سطح مقطع مؤثر الکتروکود برحسب (m^2 یا cm^2) است.^{۲۹} در همه فرایندهای الکتروشیمیایی، شدت جریان تعیین‌کننده میزان تولید

بکارگیری الکتروکود آهن علاوه بر مکانیسم انعقاد، مکانیسم اکسیداسیون نیز انجام می‌شود.^{۳۳} به‌طور کلی در فرآیندهای انعقاد الکتریکی بازه‌ی pH مطلوبی که فرآیند در آن محدوده از بازده خوبی برخوردار است، بسیار کوتاه است اما با این حال در اکثر مطالعات انجام شده این محدوده از pH به حالت خشی نزدیک است.^{۲۴}

اثر زمان انعقاد

زمان یک پارامتر اصلی و پراهمیتی است که در تمامی مطالعات در حوزه فرایند انعقاد الکتریکی مورد بررسی قرار گرفته است زیرا علاوه بر کاهش حجم تجهیزات و به تبع آن کاهش هزینه‌های اقتصادی بر قابلیت استفاده از فرایند موردنظر نیز تأثیرگذار است. حذف آلاینده‌ها تابعی از زمان الکترولیز است که با افزایش زمان واکنش بازده حذف نیز افزایش می‌یابد؛ اما بعد از زمان الکترولیز بهینه راندمان حذف ثابت می‌شود و با افزایش مدت زمان فرآیند بازده افزایش نمی‌یابد.^{۲۵} با توجه به قانون فارادی (رابطه ۴) نسبت مستقیمی بین میزان ماده منعقدکننده و زمان واکنش وجود دارد و با افزایش زمان واکنش، میزان انعقاد بیشتر خواهد بود و در نتیجه منجر به افزایش راندمان می‌گردد.

$$m = \frac{I, t, M}{n, F} \quad (4)$$

که در رابطه فوق m میزان آند حل شده برحسب (g)، I شدت جریان برحسب (A)، t زمان فرایند برحسب (s)، M جرم مولکولی ویژه برحسب (g/mol)، n تعداد الکترون‌های آزاد شده از سطح الکتروکود و F ضریب فارادی می‌باشند.^{۲۵} اما نکته‌ای که قابل ذکر است هر واکنش انعقاد الکتریکی دارای یک زمان بهینه است و فراتر از این زمان بهینه راندمان حذف افزایش نمی‌یابد زیرا که تولید لخته‌های فلزی متوقف می‌شود.^{۳۱} همان‌طور که در این پژوهش مشاهده گردید در مورد الکتروکود آهن و آلومینیوم با افزایش زمان راندمان حذف

گزارش شده است.

اثر تعداد الکترود

با افزایش تعداد الکترود فاصله میان الکترودها کاهش می‌یابد بنابراین فاصله بین صفحات الکترودها در فرآیند انعقاد الکتریکی نقش مهمی را ایفا می‌کند، زیرا باعث ایجاد میدان الکترواستاتیک مابین آند و کاتد می‌شود. برای دستیابی به حداکثر راندمان باید فاصله بهینه میان الکترودها را تعیین نمود. در حداقل فاصله الکترودها راندمان حذف کاهش می‌یابد. در واقع در این حالت هیدروکسیدهای فلزی تولید شده که به فرم لخته می‌باشند به دلیل جذب الکترواستاتیکی بالا حذف یا تخریب می‌شوند^{۳۴}. در نتیجه می‌توان با یافتن فاصله بهینه مقدار حذف آلاینده‌ها را به حد مطلوب رساند، از طرفی با افزایش فاصله به دلیل کاهش میدان الکترواستاتیکی مجدداً راندمان کاهش می‌یابد و حرکت یون‌های تولید شده کندتر می‌شود. در فاصله بهینه هیدروکسیدهای فلزی تولید شده زمان بیشتری برای لخته شدن و متراکم شدن دارند به همین دلیل راندمان حذف بالا می‌رود^{۳۵}. در واقع فاصله بین الکترودها بر روی بازده حذف و میزان انرژی مصرفی تأثیرگذار است. در مطالعه‌ای که توسط کومار (Akshaya Kumar Verma) بر روی تصفیه فاضلاب نساجی با COD اولیه ۱۹۷۰ mg/L صورت گرفت، فاصله بهینه برای الکترودهایی از جنس کامپوزیت آلومینیوم-آهن، ۳ سانتی‌متری معرفی شد که با نتایج مطالعه حاضر و دستیابی به شرایط بهینه با تعداد ۴ الکترود و با استفاده از الکترود آلومینیوم (که این تعداد الکترودها در فاصله ۲/۵ سانتی متر از هم چیده شده‌اند)، مطابقت دارد^{۳۶}. همچنین در مطالعه حاضر مشاهده شد که با افزایش فاصله میان الکترودها اختلاف پتانسیل (ولتاژ) نیز افزایش یافته است. با افزایش ولتاژ اکسید شدن الکترودهای فلزی بیشتر و متعاقباً تولید هیدروکسیدهای فلزی افزایش یافته و دانسیته حباب‌ها نیز افزایش می‌یابد و اندازه‌ی آن‌ها کوچک‌تر می‌شود که این

منعقد کننده و بنابراین سرعت تولید و اندازه حباب‌ها می‌باشد و بنابراین بر روی رشد فلاکها مؤثر است. بنابراین تعیین چگالی جریان بهینه در فرآیندهای الکتریکی امری ضروری است. اهمیت یافتن چگالی جریان بهینه به این دلیل است که بعد از چگالی بهینه بازده حذف افزایش پیدا نمی‌کند^{۳۷}. مقادیر بیشتر یون‌های فلزی حل شده در آند باعث کارایی بالاتر عمل انعقاد و حذف فراوان رنگ و آلاینده‌های آلی خواهد بود. همچنین، تولید بیشتر هیدروژن ناشی از شدت جریان‌های بالاتر سبب شناور شدن مطلوب مواد لخته شده می‌گردد. از طرفی دیگر، افزایش دانسیته جریان سبب کاهش اندازه حباب‌ها می‌گردد و از این رو سطح تماس بالا می‌رود^{۳۸}. در این مطالعه نیز در مورد الکترود آهن و آلومینیوم با افزایش جریان یا به عبارتی همان چگالی جریان بازده حذف افزایش یافت اما از آن جاییکه رشد نرخ حذف بالایی مشاهده نشد و بحث اقتصادی بودن فرآیند نیز مطرح است می‌توان برای دو الکترود آلومینیوم و آهن اظهار داشت که چگالی جریان 2 mA/cm^2 ۱۱/۷۷ بهینه می‌باشد. این میزان بهینه برای الکترود استیل نیز می‌تواند در نظر گرفته شود. در مطالعه‌ای که توسط دانشور و همکاران بر روی حذف رنگ انجام شده است مقدار چگالی جریان بهینه $8-6 \text{ mA/cm}^2$ گزارش شده است^{۳۹}. در مطالعه‌ای دیگر که توسط تاک (Tak) و همکاران جهت بهینه‌سازی حذف رنگ و COD توسط فرآیند انعقاد الکتریکی و با الکترود آلومینیوم گردید، محدوده‌ی $30-10 \text{ mA/cm}^2$ برای چگالی جریان گزارش شد^{۴۰}. همچنین چافی (Chafi) و همکاران جهت تصفیه پساب نساجی به کمک الکترود آلومینیوم و آهن بازده‌ی $65-7/5 \text{ mA/cm}^2$ را برای چگالی جریان اعلام کردند^{۴۱}. همچنین ویو (Vu) و همکارانش جهت حذف کربن فعال پودری با الکترود آلومینیوم و استیل محدوده $100-10 \text{ mA/cm}^2$ را به عنوان محدوده بهینه ارائه کردند^{۴۲}. محدوده‌ی چگالی جریان بهینه متغیر است اما در اغلب مطالعات انجام شده در این زمینه محدوده‌ی $15-1 \text{ mA/cm}^2$

که این باعث تشکیل لخته‌های بزرگ‌تر آلومینیوم در محیط واکنش می‌شود. همچنین هیدروکسیدهای فلزی آلومینیوم نسبت به هیدروکسید فلزی آهن پایدارتر و قدرت جذب بالاتری دارند از این رو آلومینیوم انتخاب بهتری خواهد بود^{۳۹}.

در این مطالعه پس از بررسی خصوصیات لجن تولیدی از فرایند انعقاد الکتریکی و با در نظر گرفتن اینکه فاضلاب خام مورد تصفیه حاوی ذرات معلق حاوی کروم (III) می‌باشد که در نهایت به صورت لجن ته‌نشین خواهند شد، بر روی نمونه‌های لجن آنالیز آشویی توسط لیچینگ (TCLP) (Toxicity characteristic leaching procedure) بر طبق روش EPA-1311 انجام شد و سپس بر روی شیرابه استحصال شده آنالیز جذب اتمی انجام گردید. نتایج این بررسی مشخص نمود که لجن تولید شده در طی این فرایند بر طبق استانداردهای محیط زیستی برای دفع ویژه نیست و نیاز به دفن در محل‌های خاص برای پسماندهای ویژه نخواهد داشت. همچنین مشخص شد که به ازای هر لیتر پساب در حدود ۲/۸٪ وزنی لجن تولید می‌شود که نیازمند روشی برای مدیریت بعدی می‌باشد. برای مدیریت این حجم لجن می‌توان روش‌هایی مانند تثبیت و جامدسازی از طریق ساخت مصالح ساختمانی نظیر بتن و آجر را پیشنهاد نمود که در این راستا اقدامات پژوهشی توسط نویسندگان در دست انجام است.

نتیجه‌گیری

در این مقاله به بررسی میزان حذف COD و کدورت از پساب دباغی توسط فرایند انعقاد الکتریکی پرداخته شد. نتایج این تحقیق نشان داد که بیشترین مقدار حذف که برابر با ۶۳/۵۷٪ می‌باشد در آزمایشی با شرایط زمانی ۵ دقیقه، جریان $23/5 \text{ mA/cm}^2$ ۲۳/۵ آمپر، $\text{pH}=8/62$ و تعداد ۲ الکتروستیل اتفاق افتاده است. همچنین در آزمایشی که دارای شرایط زمان ۳۰ دقیقه، جریان $23/5 \text{ mA/cm}^2$ ۲۳/۵ آمپر، $\text{pH}=8/62$ و تعداد ۴

امر باعث حذف سریع‌تر و بیشتر آلاینده‌ها می‌گردد^{۳۶}. ولی باید در نظر داشت که افزایش ولتاژ به معنای افزایش مصرف انرژی الکتریکی و مصرف بیشتر الکتروستیل است که به دنبال آن افزایش هزینه را در پی دارد و می‌بایست بین این پارامترها موازنه مناسبی برقرار شود.

جنس الکتروستیل

در این مطالعه از سه جنس الکتروستیل مختلف آهن، آلومینیوم و استیل استفاده شده است که نتایج آن در شرایط یکسان در شکل ۷ نشان داده شده است. آلومینیوم و آهن فلزاتی در دسترس و ارزان قیمت می‌باشند، الکتروستیل آهن زمانی که به عنوان آند مورد استفاده قرار می‌گیرد در ابتدا به واسطه تولید Fe^{2+} رنگ سبزی در پساب تولید می‌کند اما بعد از مدتی که Fe^{3+} تولید شد به رنگ زرد تبدیل می‌شود. در طول فرآیند الکترولیز تولید Fe^{2+} متداول‌تر است؛ که به راحتی توسط اکسیژن محلول در آب اکسید شده و به Fe^{3+} تبدیل می‌شود. علاوه بر این Fe^{3+} زردرنگی که در $\text{Fe}(\text{OH})_3$ وجود دارد، به سختی حل شود. همچنین الکتروستیل آهن در حالت مدار باز پوسیده می‌شود بنابراین الکتروستیل آهن ترجیح داده نمی‌شود. در ضمن هنگام استفاده از الکتروستیل آلومینیوم پساب تصفیه شده روشن‌تر و پایدارتر است^{۳۷}. همان‌طور که می‌دانیم فاضلاب صنایع چرم‌سازی و دباغی حاوی سولفید می‌باشد و بسته به مقدار pH سولفید می‌تواند به حالت‌های HS^- ، H_2S و S^{2-} وجود داشته باشد. به دلیل اینکه فلز حل شده بر روی سطح الکتروستیل در حالت استفاده از جنس آهن و استیل به صورت Fe^{2+} آزاد شده و در اثر اکسیداسیون جزئی به Fe^{3+} تبدیل می‌شود، یون‌های آهن تولید شده در اثر واکنش با فرم‌های مختلف HS^- ، H_2S و S^{2-} در نهایت به صورت FeS رسوب کرده و باعث سیاه شدن رنگ پساب خروجی می‌شوند که این روند در این پژوهش نیز مشاهده شد^{۳۸}. علاوه بر موارد ذکر شده هدایت الکتروستیل آلومینیوم بیشتر از الکتروستیل آهن و استیل است

می‌توان الکترود آلومینیوم، مدت زمان بهینه ۵ دقیقه، چگالی جریان 7 mA/cm^2 و $\text{pH}=8/62$ را به عنوان شرایط بهینه معرفی کرد.

تشکر و قدرانی

نویسندگان مقاله حاضر از شرکت شهرک‌های صنعتی استان تهران بابت حمایت مالی انجام شده تشکر و قدردانی می‌نمایند.

الکترود بوده است میزان حذف بازده $62/88\%$ را داشته است؛ که می‌توان هر دو شرایط را به عنوان شرایط بهینه تلقی کرد. اما با توجه به مقدار هزینه‌های فرآیندی شرایط بهینه باید مد نظر گیرد، به‌عنوان مثال دسترسی و ارزان قیمت بودن فلز آهن باعث برتری آن شده و همانطور که طی این پژوهش مشاهده شد الکترود آهن بدلیل تولید FeS باعث تغییر رنگ پساب خواهد شد و از طرفی فلز استیل گران قیمت است و می‌بایست هزینه‌ها و مشکلات فرآیندی با یکدیگر در انتخاب نهایی مورد ارزیابی قرار گیرند. به‌عنوان یک جمع‌بندی

References

1. C H , Nieto. J, Gajardo. M C., Vidal G. annery wastewater characterization and toxicity effects on *Daphnia* spp. Wiley Period. 2002;
2. Staical Centre of iran. Statistic results of country Livestock slaughterhouses. 2003;
3. (Persian(www.ir.tehraniec://http).
4. S A, D S, MR P. Optimazation of Fenton oxidiatian process for eliminating contaminbants existing in the sewage of Tabriz. In: Set of articles of thrird conference on water resource management. 2008.
5. Holt, P.K., Barton, G. W., aNnd Mitchell, C. A.Holt, P.K., Barton, G. W., aNnd Mitchell CA. The Future for Electrocoagulation as Localised Water Treatment Technology. chemophosere. 2005;59:355–67.
6. Daneshvar, N., Sorkhabi, H.A., Kasiri M. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. Hazard Mater. 2004;B112(1–2):55–62.
7. Chen GS. Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment. Sep Purif Technol. 2004;38:11–41.
8. Holt P K, Barton G W WM et al. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. Colloid Surf. 2002;211(2/3):233–48.
9. Daneshvar N., Oladegaragoze A. JN. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. J Hazard Mater. 2006;129:116–22.
10. Zaroual Z, Azzi M, Saib N CE. Contribution to the study of electrocoagulation mechanism in basic textile effluent. J Hazard Mater. 2006;131(1):73–8.
11. Kim K W, Kim Y J KIT et al. The electrolytic decomposition mechanism of ammonia to nitrogen at an IrO_2 anode. Electrochim Acta. 2005;50(22):4356–64.
12. Mia MAS, Rahman MM, Alam N-E-. Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation technology. J Sci Innov Res. 2017;6(4):129–34.
13. Ufuk Durmaz FÇ. Treatability of Tannery Wastewater by Electrocoagulation Process. Period Eng Nat Sci. 2017;5(2):245–50.
14. C.B.Shivayogimath PK. Treatment of Tannery Effluent Using Electrocoagulation. Int J Innov Res Sci Eng Technol. 2015;4(7).
15. NabibidHendi.Gh, Bostanchi.H. Application of Electrocoagulation Process for Chromium (III) Removal from Tannery wastewater using Aluminum Electrodes, Thesis(university of Tehran)/[In persian]. 2014.
16. Rice LBEW. A.P.H. Association, Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA Washing DC. 2012;
17. Moussavi G, Majidi F FM. The influence of operational parameters on elimination of cyanide from wastewater using the electrocoagulation processs. Desalination. 2011;280(1):127–33.
18. Merzouk B, Madani K SA. Using electrocoagulation – electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. Desalination. 2010;250(2):573–7.
19. S AF& C. Comparison of Electrocoagulation and Chemical Coagulation for Heavy Metal Removal. Chem Eng Technol. 2010;33(10):1655–64.
20. Hossini H, Rezaee A , Shirmardi M NA. Sulfate removal from wastewater using electrocoagulation process: evaluation of effective parameters and costs. J North Khorasan Univ. 2014;6(4):787–96.

21. Feng Shen, Xueming Chen, Ping Gao GC. Electrochemical removal of uoride ions from industrial wastewater. *Chem Eng Sci.* 2003;58:987–93.
22. -Kim T-H, Park C, Shin E-B KS. Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination.* 2002;150(2):165–75.
23. Arslan-Alaton I, Kabdaşlı I, Hanbaba D KE. .Effluent, Electrocoagulation of a real reactive dyebath *Journal,* using aluminum and stainless steel electrodes. *Hazard Mater.* 2008;150(1):166–73.
24. Biglari H, Bazrafshan E. performance Evaluation of Electrochemical Process usin Iron and Aluminium Electrodes in phenol Removal from Sythetic Aqueous Environment. *Iran J Health Environ.* 2013;6(1):[in persianvn].
25. Gobbi LC. ., Nascimento IL, A EPM, Rocha SMS, Porto PSS. Electrocoagulation with polarity switch for fast oil removal from oil in water emulsions. *J Environme ntal Manag.* 2018;213:119–25.
26. Mahmad MKN, Rozainy MAZMR, Abustan I, Baharun N. Electrocoagulation Process by Using Aluminium and Stainless Steel Electrodes to Treat Total Chromium, Colour and Turbidity. *Procedia Chem [Internet].* 2016;19(December):681–6. Available from: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S187661961601169>
27. M K, O TC, M B. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrods. *J Hazard Mater.* 2003;100(1–3):163–78.
28. Kuokkanen V. Utilization of electrocoagulation for water and wastewater treatment and nutrient recovery : techno-economic studies. 2016. 114 p.
29. Khandegar V, Saroha AK. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. Vol. 128, *Journal of Environmental Management.* Elsevier Ltd; 2013. p. 949–63.
30. Un UT, Ocal SE. Removal of Heavy Metals (Cd, Cu, Ni) by Electrocoagulation. *Int J Environ Sci Dev.* 2015;6(6):425–9.
31. Karimi B, Rajaei M GM, M. M. Evaluation of nitrate removal from water by Fe/H₂O₂ and adsorption on activated carbon. *Arak Univ Med Sci.* 2013;15(69):67–76.
32. Samaneh Ghodrati GM. The optimization of electrocoagulation process for treatment of the textile wastewater by Response surface Methodology (RSM).[In persian]. *J Environ Sci Heal.* 2014;7(2):240–51.
33. Martins L. Removing heavy metals by electrocoagulation using stainless steel mesh electrodes : a study of wastewater from soil treated with metallurgical residues. 2016;47–57.
34. M M, GB R, Prabhakar S. Removal of sulfide, sulfate and sulfite ions by electro coagulation. *US Natl Libr Med.* 109(1-3):37–44.
35. TAK, B.; TAK, B.; KIM, Y.; PARK, Y.; YOON, Y.; MIN G. Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box–Behnken design (BBD). *J Ind Eng Chem.* 2015;28:307–15.
36. Chafi M, Gourich B, Essadki AH, Vial C, Fabregat A. Comparison of electrocoagulation using iron and aluminium electrodes with chemical coagulation for the removal of a highly soluble acid dye. *Desalination.* 2011;281(1):285–92.
37. VU, T. P.; VOGEL, A.; KERN, F.; PLATZ, S.; MENZEL, U.; GADOW R. Characteristics of an electrocoagulation– electroflotation process in separating powdered activated carbon from urban wastewater effluent. *Sep Purif Technol.* 2014;34(25):196–203.
38. Daneshvar N, Oladegaragoze A D, N. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. *J Hazard Mater.* 2006;129(1):116–22.
39. AK KV& S. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. *J Environ Manag.* 2013;128(0):949–63.
40. Verma AK. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode. *J Water Process Eng.* 2017;20:168–72.
41. E B, AH M, S N, AR M. performance evaluation of electrocoagulation process for removal of chromium(VI) from synthetic chromium solutions using iron and aluminum electrodes. *Turkish J Eng Environ Sci.* 2008;32(2):59–66.
42. Chen XM, Chen GH YP. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Sep Purif Technol.* 2000;19:65–76.
43. Safari S, Azadi Aghdam M, Kariminia HR. Electrocoagulation for COD and diesel removal from oily wastewater. *Int J Environ Sci Technol.* 2016;13(1):231–42.
44. Bazrafshan E, Kord Mostafapour F F, M, Ownagh K JMH. Application of Combined Chemical Coagulation– Electro Coagulation Process for Treatment of the Zahedan Cattle Slaughterhouse Wastewater. *Iran J Heal Environ.* 2012;5(3):283–94.

Tanning Wastewater Pre-Treatment Using Electrocoagulation Process

Leila Davarpanah^{1*}, Soma Taherian², Elham Abdollahzadeh sharghi¹

1. Assistant Professor, Research Department of Energy, Institute of Materials and Energy, Karaj, Iran

2. Master of Renewable Energy Engineering, Research Department of Energy, Institute of Materials and Energy, Karaj, Iran

* E-mail: L.davarpanah@merc.ac.ir

Received: 4 Feb 2018 ; Accepted: 20 Jun 2018

ABSTRACT

Background: The leather industry is one of the most polluting industries in the country (Iran), which annually produces several hundred tons of industrial sewage. Electrocoagulation is one of the purification methods for this wastewater. This research aimed to remove COD and turbidity from real wastewater originating from one of the leather tanning units in Charmshahr industrial park with use of electrocoagulation process.

Method: The research was conducted in laboratory scale in a 480-millimeter EC reactor. The wastewater was collected from a leather tanning unit. The main variables considered were current intensity (1.5, 2.5, 3.5 and 5 A), retention time (5, 10, 15 and 30min), initial pH (5, 6 and 8.6) and electrode material (i.e., iron, aluminum, and steel).

Results: The optimum conditions in the electrocoagulation process to achieve the maximum removal efficiency for COD equal to 63.57% were obtained in an experiment with time of 5 minutes, the current density of 23.5 mA/cm², pH=8.62 and 2 steel electrodes. Also, in an experiment with time of 30 minutes, the current density of 23.5 mA/cm², pH=8.62 and 4 electrodes, the removal rate of 62.88% was obtained.

Conclusions: The results of the present study showed that the electrocoagulation can be an effective method for tannery wastewater pre-treatment and the optimum conditions can be obtained using aluminum electrodes, time of 5 minutes, the current density of 7 mA/cm² and pH of 8.62.

Keyword: Electrocoagulation, Tannery wastewater, COD, Iron, aluminum and steel electrodes, Turbidity