

مطالعه عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی با الکترودهای آهن و آلومینیم و تاثیر نوع اتصال الکترودها در حذف فورفورال از فاضلاب

قربان عسگری^۱، عبدالمطلب صید محمدی^۱، مصطفی لیلی^۱، سیما ملکی^{۲*}

۱. استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران
 ۲. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران
 * نویسنده مسئول. تلفن: ۰۹۱۸۴۴۰۵۰۴۸ فکس: ۰۸۱۳۸۳۸۰۵۰۹ ایمیل: sh.ma1985@gmail.com

چکیده

زمینه و هدف: عملیات انعقاد الکتریکی یکی از فرآیندهای کم هزینه و دوست دار محیط است که در سالهای اخیر به نحو چشمگیری برای حذف آلاینده‌ها از آب و فاضلاب مورد استفاده قرار گرفته است. عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی در حذف فورفورال از فاضلاب در این مطالعه مورد بررسی قرار گرفته است.

روش کار: در این مطالعه تجربی از یک راکتور با جریان منقطع به حجم ۵۰۰ میلی لیتر مجهز به ۴ الکتروده از جنس آهن و آلومینیم به ابعاد ۱۵۰×۵۰×۱ میلی متر با ۳ آرایش به صورت الکترودهای Fe-Fe و Al-Fe و Al-Al به روش دوقطبی و تک قطبی و منبع مولد جریان DC استفاده شد. تاثیر پارامترهای مختلف بهره‌برداری از جمله نحوه اتصال الکترودها، جنس الکترودها، ولتاژ جریان ۵ تا ۲۵ ولت، pH محیط ۳ تا ۹، زمان تماس ۲ تا ۳۰ دقیقه و غلظت فورفورال ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر مورد بررسی قرار گرفت. غلظت فورفورال با استفاده از اسپکتروفتومتر در طول موج ۲۷۸ نانومتر قرائت گردید.

یافته‌ها: نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد حداکثر حذف فورفورال ۹۲ درصد در اتصال تک قطبی سری با الکترودهای آهن (آند) و آلومینیم (کاتد)، تحت شرایط pH خنثی و ولتاژ بهینه ۲۰ ولت طی زمان ۲۰ دقیقه بود.
نتیجه گیری: این مطالعه نشان داد نحوه اتصال الکترودها در فرایند انعقاد الکتریکی، بسیار مهم می‌باشد. اطلاعات حاصل از این تحقیق بیان می‌کند که فرایند انعقاد الکتریکی روشی موثر و مقرون به صرفه در حذف فورفورال است و می‌تواند به عنوان یک فرایند امیدبخش در تصفیه فاضلاب بکار برده شود.

واژه‌های کلیدی: انعقاد الکتریکی، فورفورال، الکترودهای آهن و آلومینیم، اتصال الکترودها

دریافت: ۹۲/۹/۲۳ پذیرش: ۹۳/۲/۱۹

مقدمه

امروزه وجود ترکیبات، مواد مقاوم و سمی در منابع آب و همچنین تولید فاضلاب‌های حاوی ترکیبات سمی و پیچیده، کاربرد فرآیندهای متداول تصفیه آب و فاضلاب را محدود و در برخی موارد ناتوان کرده است (۱). صنایع نفت و پتروشیمی به عنوان یکی از بزرگترین منابع آلاینده محیط زیست محسوب می‌شود و ترکیبات شیمیایی پیچیده مختلفی از صنایع پتروشیمی، پالایشگاه‌های نفت، واحدهای

فرایندی و تولیدی مواد شیمیایی وارد محیط زیست شده و این صنایع همواره به عنوان یک منبع عمده آلوده کننده محیط زیست به ویژه خاک و منابع آبی محسوب می‌شوند (۲). فورفورال با فرمول شیمیایی $C_6H_8O_4$ یکی از انواع آلدئیدهای آروماتیک است که در ساختار خود دارای یک حلقه با ۴ اتم کربن و یک اتم اکسیژن است. در فرم خالص؛ فورفورال مایعی بی‌رنگ و روغنی است. از این ماده در مقیاس وسیع در پالایشگاه‌ها و صنایع پتروشیمی، کاغذ و

مقواسازی، و تصفیه روغن استفاده شده و در فاضلاب تولیدی آنها در دامنه ۱۲۰۰-۱۰۰ میلی گرم در لیتر وجود دارد (۹-۳). فورفورال در آب محلول بوده و دارای نقطه جوش $161/8^{\circ}\text{C}$ می باشد (۱۱،۱۰). در مواجهه انسانی، فورفورال می تواند از طریق استنشاق، بلع، تماس با پوست یا چشم، یا جذب از طریق پوست، تأثیرگذار بوده و محرک پوست، چشم ها و غشاهای مخاطی باشد. مواجهه با غلظت های ppm ۱۴-۱/۹ از این ماده باعث سردرد، سرخ شدن چشم ها و اشک ریزش در برخی کارگران مواجهه یافته با آن شده است. مواجهه با غلظت های بیشتر باعث ادم ریوی می شود (۱۳،۲،۱۲). تاکنون روش های متعددی توسط محققین مختلف در حذف فورفورال مورد بررسی قرار گرفته است که از جمله آنها، روش بیولوژیکی و فرایند جذب، روش های کاتالیستی و فتوکاتالیستی، استخراج از حلال، و روش های نانوفیلتراسیون می باشد (۸، ۱۹-۱۲). روش های بیولوژیکی توسط بسیاری از محققین گزارش شده است، از روش های پر هزینه بوده و تحت تأثیر پارامترهای مختلف، سمی بودن فورفورال در غلظت های بالا و شوک پذیری سیستم های بیولوژیکی می باشد. هزینه بسیار بالای فرایند احیاء جاذب ها و ظرفیت جذب پایین بیشتر جاذب های مورد مطالعه در جذب فورفورال، از جمله معایب فرایند جذب است که استفاده از این روش را در حذف فورفورال غیر عملی نموده است (۱۹-۱۶). با توجه به نارسایی ها و مشکلات موجود در روش های متداول در حذف فورفورال، می توان از روش های نوین جایگزین استفاده کرد که به علت آثار کم بر محیط زیست، بیشتر مورد استفاده قرار می گیرد. یکی از آنها، روش انعقاد الکتریکی می باشد.

روش انعقاد الکتریکی روشی موثر و مطمئن است که می تواند به عنوان یک شیوه پاک و سالم در حذف برخی آلاینده های زیست محیطی به کار رود. این فرایند بدون اضافه کردن هیچ نوع ماده شیمیایی

عمل کرده و باعث حذف آلاینده های مختلف می شود. از جمله ویژگی های مثبت روش انعقاد الکتریکی، تطابق پذیری با شرایط مختلف، قابلیت انتخابگری، سازگاری با شرایط زیست محیطی، تجهیزات ساده، زمان ماند پایین، بهره بردای آسان و نیز قابلیت تصفیه دامنه وسیعی از آلاینده ها و عدم نیاز به افزودن مواد شیمیایی می باشد (۲۵-۲۰). فرایند انعقاد الکتریکی با اکسیداسیون آندهای قربانی تولید شده توسط الکترودهای آهن و آلومینیوم (به ترتیب یون های Fe^{+2} و Al^{+2}) شروع می شود و در ادامه یون های فلزی با یون های هیدروکسیل ناشی از الکترولیز آب، ترکیب شده و هیدروکسیل های فلزی را ایجاد می کنند و باعث ناپایداری آلاینده ها و جامدات معلق می شوند و تشکیل فлак می دهند. فлак های تشکیل شده می توانند بر اساس دانسیته با استفاده از فرایند شناورسازی و یا از طریق ته نشینی از سطح مایع حذف شوند (۲۶). پارامترهایی نظیر جنس الکتروود، pH، میزان ولتاژ، زمان تماس و غلظت اولیه آلاینده مورد مطالعه و نحوه اتصال الکتروودها در عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی موثر می باشند.

در این فرایند الکتروودها به اشکال مختلف، تک قطبی موازی^۱، تک قطبی سری^۲ و دوقطبی سری^۳ بکار برده می شود. در اتصال به شکل تک قطبی می توان از یک یا چند الکتروود آند و کاتد استفاده کرد که همه آنها مستقیماً به منبع اعمال پتانسیل متصل هستند. در اتصال به شکل دوقطبی، الکتروود دوقطبی راهی برای وارد کردن یک الکتروود بدون برقراری تماس خارجی و الکتروود با بستر سیال (متغیر) است. الکترودهای دوقطبی به منبع خارجی متصل نیستند، اما آنها به آسانی بین آند انتهایی و کاتد انتهایی که به منبع ولتاژ متصل هستند، قرار می گیرند.

¹ Monopolar- Parallel, Mp-P

² Monopolar- Serial, Mp-S

³ Bipolar- Serial, Bp-S

حذف هیدروکربن‌های نفتی از آب‌های زیرزمینی آلوده استفاده شد و نتایج نشان داد استفاده از الکترودهای استیل- آهن به عنوان آند- کاتد و تحت شرایط pH خنثی بالاترین راندمان حذف را داشته است (۳۰).

حذف رنگ‌زای راکتیو قرمز ۱۹۸ از فاضلاب با استفاده از فرآیند الکتروکواگولاسیون نیز توسط غلامی و همکاران مورد بررسی قرار گرفت. در این تحقیق که از اتصال تک قطبی موازی با استفاده از الکترودهای آهن استفاده گردید، تاثیر پارامترهای بهره‌برداری مانند ولتاژ، زمان واکنش، غلظت الکترولیت، غلظت اولیه رنگ‌زا، و فاصله بین الکترودها روی راندمان حذف رنگ‌زا بررسی شد. نتایج این تحقیق نشان داد طی زمان ۳۰ دقیقه، میزان حذف رنگ و COD به ترتیب ۹۹ درصد و ۶۶/۶ درصد بوده است (۳۱). بررسی مطالعات صورت گرفته نشان می‌دهد مقایسه عملکرد روش‌های مختلف اتصال در راهبری فرایند انعقاد الکتریکی کمتر مورد توجه قرار گرفته است. بنابراین در این مطالعه با توجه به اهمیت نحوه اتصال الکترودها، در ابتدا تاثیر نحوه اتصال به شکل Mp-p، Mp-s، Bp-s در حذف فورفورال بررسی و در ادامه اثر پارامترهایی نظیر جنس الکترودها، pH، میزان ولتاژ، زمان تماس و غلظت اولیه ماده آلی به منظور ارائه روش نوین و کارآمد جهت حذف فورفورال مورد مطالعه قرار گرفته است.

روش کار

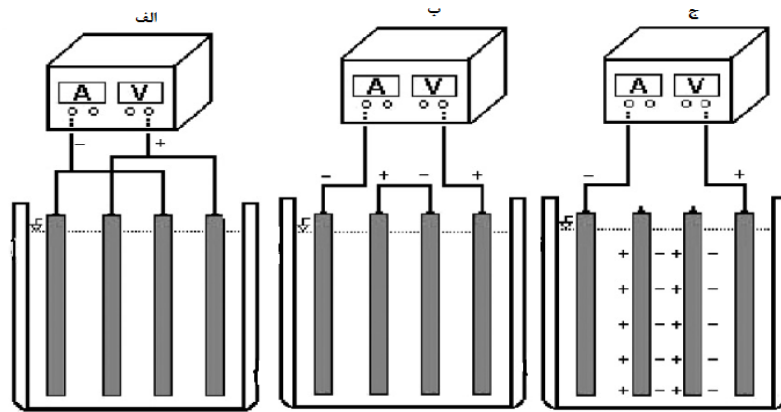
مطالعه حاضر یک مطالعه تجربی است که در یک راکتور با جریان منقطع در آزمایشگاه آب و فاضلاب دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی همدان در سال ۱۳۹۱ به انجام رسید. راکتور مورد استفاده در این پژوهش از جنس پلکسی گلاس به حجم مفید ۵۰۰ میلی لیتر، مجهز به ۴ الکترودهای آهن و آلومینیوم بود. ابعاد این تیغه ها ۱۵۰×۵۰×۱ میلی متر

هریک از روش‌های اتصال دارای مزایای و معایبی می‌باشند، از مزایای سیستم‌های تک قطبی می‌توان به بالابودن راندمان، استفاده از آندهایی با اندازه بزرگ و با قالب‌ریزی ساده؛ و از معایب این سیستم می‌توان به مصرف بالای جریان و در نتیجه افت انرژی زیاد اشاره کرد. از مزایای سل‌های دوقطبی بالابودن راندمان حتی در مقادیر ولتاژ کم و مصرف پایین انرژی می‌باشد. هر چند تهیه آندهایی با ابعاد معین و دقیق با خلوص بیشتر و عدم تشخیص به موقع پایان عمل تصفیه و راندمان پائین جریان از جمله معایب استفاده از این اتصال است (۲۶، ۲۷). در هر مطالعه بررسی نحوه اتصال الکترودها می‌تواند در انتخاب شرایط بهینه برای فرایند انعقاد الکتریکی بسیار موثر باشد. مطالعات در خصوص استفاده از روش انعقاد الکتریکی در تصفیه فاضلاب‌های حاوی ترکیبات آلی، صنایع رنگ، آلاینده‌های سمی در طی دهه گذشته افزایش یافته و در سالیان اخیر بیشتر به جنس الکترودها و عوامل موثر در فرایند پرداخته شده است که به برخی از آنها اشاره می‌گردد. دانشور و همکاران عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی با انواع متفاوت اتصال الکترودها را در حذف رنگ‌زای اسید رد ۱۴ مورد مطالعه قرار دادند. نتایج این تحقیق نشان داد که در اتصال به شکل تک قطبی راندمان حذف رنگ نسبت به نوع دوقطبی آن بیشتر بوده و همچنین اتصال سری در الکترودهای تک قطبی نسبت به نوع موازی از کارایی بالاتری برخوردار بود (۲۸). کویبا^۱ و همکاران نیز تاثیر دو نوع اتصال سری و موازی را با استفاده از الکترودهای آهن و آلومینیوم در حذف آرسنیک از آب آشامیدنی در فرایند انعقاد الکتریکی مورد بررسی قرار دادند، بالاترین راندمان در حذف آرسنیک در اتصال از نوع Mp-s در pH ۶/۵ برای الکترودهای آهن و در pH برابر ۷ برای الکترودهای آلومینیوم حاصل شد (۲۹). در مطالعه‌ای دیگر توسط موسوی و همکاران از فرایند انعقاد الکتریکی برای

^۱ Kobya

جریان برق مستقیم DC استفاده شد. کلیه ترکیبات شیمیایی مورد استفاده، از جمله فورفورال، اسید سولفوریک، هیدروکسید سدیم و اسید کلریدریک ساخت شرکت مرک آلمان بود.

بوده و در هر آزمایش از ۴ تیغه با فاصله ثابت ۱/۵ سانتی متر استفاده گردید (شکل ۱). برای هم‌زدن محلول و ایجاد اختلاط از یک مگنت مغناطیسی و برای تامین انرژی الکتریکی آزمایش‌ها، از یک منبع تغذیه



شکل ۱- الف) سیستم Mp-p، ب) Mp-s، ج) Bp-s

الکترودهای آهن- آلومینیوم (ترکیبی) هر یک به صورت مجزا انجام گرفت تا نحوه اتصال و جنس الکترودها بهینه به دست آمد. در ادامه با در نظر گرفتن نحوه چیدمان بهینه اتصال و جنس الکترودها در طول آزمایش، آزمایشات جهت تعیین و به دست آوردن پارامترهای بهینه انجام گرفت.

تعیین تاثیر pH

در این مرحله ابتدا تاثیر pH در ۴ دامنه (۳، ۵، ۷، ۹) با در نظر گرفتن غلظت ثابت ۱۰۰ mg/L و میزان ولتاژ ۱۵ ولت طی زمان ۲ تا ۳۰ دقیقه مورد بررسی قرار گرفت. برای تنظیم pH از محلول‌های اسید سولفوریک و هیدروکسید سدیم در غلظت‌های ۱ و ۰/۱ نرمال استفاده شد.

تعیین تاثیر ولتاژ جریان

پس از به دست آمدن pH بهینه و در غلظت ثابت ماده آلی (۱۰۰ mg/L) تاثیر تغییرات شدت ولتاژ جریان در مقادیر ۵، ۱۰، ۲۰ و ۲۵ ولت مورد ارزیابی قرار گرفت.

تعیین تاثیر غلظت اولیه ماده آلی

در این مرحله از انجام آزمایشات و به منظور تعیین تاثیر غلظت اولیه ماده آلی، غلظت‌های مختلف

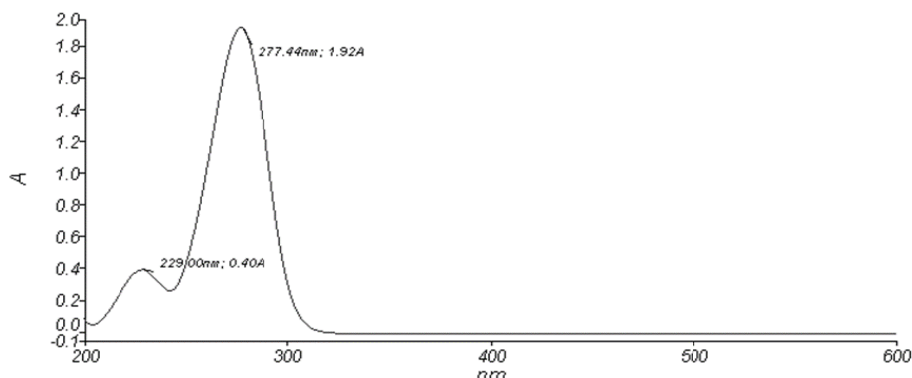
فاکتورهای موثر بر انجام فرآیند انعقاد الکتریکی حذف فورفورال شامل: نوع اتصال الکترودها و جنس الکترودها، زمان تماس، pH، غلظت اولیه و ولتاژ، مورد بررسی قرار گرفتند. در کلیه آزمایشات از آب شهری استفاده و محلول استوک فورفورال با حل کردن مقدار معینی از فورفورال در آب دو بار تقطیر به دست آمد و غلظت‌های مورد نظر از محلول استوک تهیه شد. قبل از هر آزمایش، برای ممانعت از مداخله گرهای ابتدا الکترودها با آب مقطر دو بار تقطیر شده شسته و سپس با محلول اسید کلریدریک یک نرمال تمیز شده و دوباره با آب مقطر دو بار تقطیر شستشو داده می‌شد. کلیه آزمایشات این تحقیق در دمای محیط انجام گرفت.

تعیین نحوه اتصال

در ابتدا به منظور تعیین نوع اتصال و جنس الکترودها از ۴ الکترودها (۲ آند و ۲ کاتد) استفاده گردید و با در نظر گرفتن پارامترها به صورت ثابت، ولتاژ ۱۵ ولت، pH در محدوده خنثی، غلظت ۱۰۰ mg/L فورفورال، طی زمان ۲۰ دقیقه، مراحل آزمایش برای سه حالت اتصال Mp-p، Mp-s، Bp-s برای الکترودهای آهن، الکترودهای آلومینیوم و

فورفورال در دامنه (۱۰۰۰، ۷۰۰، ۳۰۰، ۱۰۰ mg/L) در شرایط بهینه بهره‌برداری مورد بررسی قرار گرفت. سنجش غلظت فورفورال با استفاده از اسپکتروفتومتر DR5000 و با استفاده از سل کوارتز

بعد از تعیین طول موج ماکزیمم ۲۷۸ نانومتر از طریق اسکن و رسم منحنی کالیبراسیون در این طول موج انجام گرفت (شکل ۲).



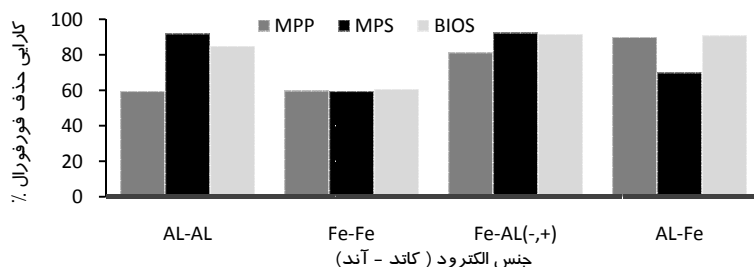
شکل ۲. منحنی اسکن طول موج فورفورال

بوده است. راندمان حذف فورفورال در هر سه نوع اتصال با الکترودهای آهن به طور قابل توجهی کاهش یافت و به کمتر از ۶۰ درصد رسید. الکترودهای ترکیبی آهن و آلومینیوم در حالتی که آهن به عنوان آند و آلومینیوم به عنوان کاتد بکار برده شد در مقایسه با استفاده از آهن به عنوان کاتد و آلومینیوم به عنوان آند در هر سه حالت (نحوه اتصالات) راندمان حذف فورفورال افزایش بیشتری داشت و از بین سه حالت اتصالات، نحوه اتصال به صورت Mp-s با جنس الکتروده آلومینیوم- آهن (کاتد- آند)، تاثیر بیشتری در حذف فورفورال داشته و به عنوان اتصال بهینه انتخاب گردید.

یافته ها

تاثیر نحوه اتصال الکترودها

تاثیر نحوه اتصال الکترودها، زمان فرایند، pH محلول، شدت ولتاژ جریان و غلظت اولیه فورفورال بر کارایی فرایند انعقاد الکتریکی جهت حذف فورفورال در شکل‌های ۳-۶ آمده است. مطابق شکل ۳ تاثیر نحوه اتصال به شکل الکترودهای مونوپولار در اتصال موازی، الکترودهای مونوپولار در اتصال سری و الکترودهای بیوپولار در اتصال سری به تفکیک جنس الکتروده در حذف فورفورال مورد بررسی قرار گرفت. نتایج ارائه شده در شکل ۳ نشان می‌دهد که بیشترین راندمان حذف با الکتروده آلومینیوم، در اتصال از نوع Mp-s و کمترین راندمان مربوط به اتصال Mp-p



شکل ۳. نتایج حاصل تاثیر نحوه اتصال الکترودها در حذف فورفورال (کاتد-آند)

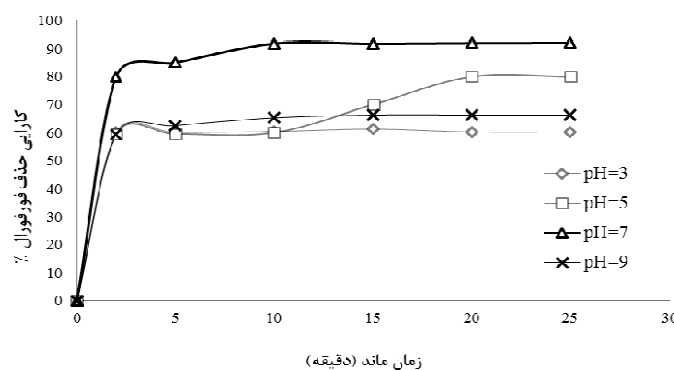
(پارامترها به صورت ثابت، ولتاژ ۱۵ ولت، pH خنثی، غلظت ۱۰۰ mg/L فورفورال، طی زمان ۲۰ دقیقه)

بر اساس نتایج نشان داده شده در شکل ۴، مطالعه تاثیر تغییرات pH محیط در چهار دامنه pH ۳، ۵، ۷، ۹

تاثیر تغییرات pH محیط و زمان ماند واکنش در حذف فورفورال

قلیایی بیشتر می‌باشد و بیشترین راندمان حذف فورفورال در pH برابر ۷ و ۵ طی زمان واکنش ۲۰ دقیقه می‌باشد و با افزایش و کاهش pH محیط، درصد حذف فورفورال کاهش یافته و به کمتر از ۶۰ درصد رسیده است. همان طور که نتایج شکل ۴ نشان می‌دهد فرایند انعقاد الکتریکی در pH ۷ در مقایسه با pH ۵ عملکرد بهتری در حذف فورفورال داشته است.

و طی زمان‌های واکنش ۲، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ دقیقه و غلظت اولیه فورفورال ۱۰۰ mg/L در فرایند انعقاد الکتریکی با اتصال Mp-s و با استفاده از الکترودهای آهن-آلومینیوم (آند-کاتد) مورد بررسی قرار گرفت. نتایج شکل ۴ نشان می‌دهد با افزایش زمان، راندمان حذف فورفورال در ابتدا افزایش یافته و سپس بعد از گذشت ۲۰ دقیقه به طور ثابت باقی مانده است. همچنین نتایج حاکی از آن است که راندمان حذف در pH خنثی نسبت به pH اسیدی و



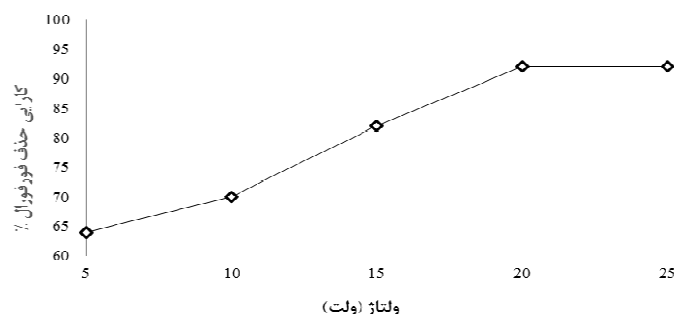
شکل ۴. ارتباط راندمان حذف فورفورال با pH و زمان تماس

(غلظت ۱۰۰ mg/L، میزان ولتاژ ۱۵ ولت، اتصال Mp_s، جنس الکترود آهن-آلومینیوم (آند، کاتد))

افزایش یافته است. در این مطالعه با افزایش ولتاژ از ۵ ولت به ۲۰ ولت راندمان حذف از ۶۵ درصد به بیش از ۹۰ درصد رسید و سپس با اعمال اختلاف پتانسیل بیشتر (۲۵ ولت) تغییر چندانی در راندمان مشاهده نشد. بنابراین نتایج نشان داد بهترین ولتاژ برای حذف فورفورال ۲۰ ولت می‌باشد.

تأثیر تغییرات ولتاژ جریان

نتایج حاصل از مطالعه اثر شدت ولتاژ جریان در ۴ دامنه ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ ولت در فرایند انعقاد الکتریکی حذف فورفورال در شکل ۵ ارائه شده است. همانطور که نتایج نشان می‌دهد برای یک زمان و غلظت واکنش معین، با افزایش ولتاژ برق اعمال شده در فرایند، راندمان حذف نیز به طور قابل ملاحظه‌ای



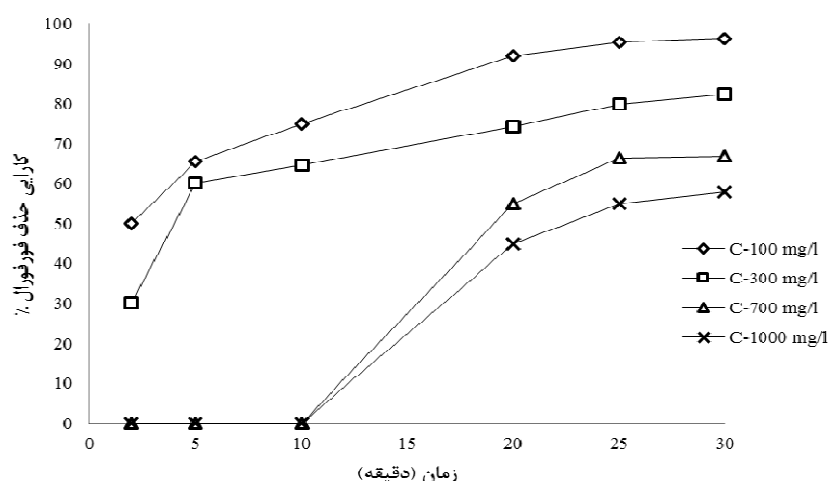
شکل ۵. ارتباط راندمان حذف فورفورال با تغییر ولتاژ

(غلظت ۱۰۰ mg/L، pH برابر ۷، اتصال Mp_s، جنس الکترود آهن-آلومینیوم (آند، کاتد))

تأثیر تغییرات غلظت اولیه فورفورال

تأثیر غلظت اولیه فورفورال (۱۰۰، ۳۰۰، ۷۰۰ mg/L) بر عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی در شکل ۶ ارائه شده است. همانطور که شکل ۶ نشان می‌دهد با افزایش غلظت اولیه فورفورال میزان حذف به

طور چشمگیری کاهش پیدا کرده و بر اساس نتایج بهترین میزان حذف، در غلظت ۱۰۰ mg/L فورفورال می‌باشد.



شکل ۶. تأثیر غلظت اولیه با گذشت زمان در فرایند انعقاد الکتریکی در شرایط بینه pH برابر ۷، ولتاژ ۲۰ ولت، اتصال Mp_s، جنس الکترود آهن-آلومینیوم (آند، کاتد)

بحث

اثر نحوه اتصال بر راندمان حذف فورفورال

یکی از فاکتورهای موثر در عملکرد انعقاد الکتریکی، نحوه اتصال و جنس الکترودها می‌باشد. به طور کلی الکترودهای آهن و آلومینیوم به علت در دسترس بودن، ارزان بودن، و ایجاد فرم هیدروکساید، استفاده فراوانی در انعقاد الکتریکی دارند (۳۲). اما مطالعات معدودی در خصوص نحوه اتصال بصورت Mp-p، Mp-s، Bp-s با استفاده هم زمان آهن و آلومینیوم به عنوان الکترودهای ترکیبی صورت گرفته است. در اتصال به صورت Mp-p (شکل ۱- الف) آند و کاتد دارای اتصال موازی هستند و جریان بین همه الکترودها تقسیم شده است. در این نوع اتصال اختلاف پتانسیل کمتری در مقایسه با نوع سری لازم است. در اتصال به صورت Mp-s (شکل ۱- ب) هر جفت از الکترودهای قربانی در اتصال داخلی با یکدیگرند و اختلاف پتانسیل بالایی برای ایجاد جریان

لازم است و در اتصال به صورت Bp-s (شکل ۱- ج) هیچ اتصال الکتریکی بین الکترودهای داخلی وجود ندارد و تنها الکترودهای بیرونی در تماس با جریان برق هستند. الکترودهای خارجی مونوپولار و الکترودهای داخلی بیوپولار هستند، این مدل اتصال تنظیم ساده ای دارد (۳۳). نتایج شکل ۳ نشان داد بیشترین راندمان حذف فورفورال در اتصال Mp-s با الکترودهای از جنس آهن-آلومینیوم (آند-کاتد) بوده است. عملکرد بهتر آهن به عنوان الکترود قربانی در اتصال به صورت Mp-s در مقایسه با آلومینیوم را می‌توان به پتانسیل اکسیداسیون بالاتر آهن (-0.447v) در مقابل آلومینیوم (-1.662v) و متعاقب آن سرعت اکسیداسیون بیشتر آهن نسبت به آلومینیوم نسبت داد (۳۴). این نتیجه با داده‌های حاصل از مطالعات کویا و همکاران در نحوه اتصال همخوانی دارد. این محققین مشاهده نمودند انعقاد الکتریکی با اتصال Mp-s برای هر دو الکترود آهن و

اما در pH خنثی (۶/۵-۷/۵)، $Al(OH)_3$ به صورت پایدار غیر قابل حل در آب وجود دارد و توانایی جذب آلاینده‌ها را از محیط آبی دارد. در استفاده از الکترود آهن به عنوان آند در محیط اسیدی $Fe(OH)_2$ در محیط خنثی $Fe(OH)_2$ و $Fe(OH)_3$ و در محیط قلیایی گونه غالب $Fe(OH)_3$ است (۴۰، ۳۹، ۳۲). بنابراین می‌توان نتیجه گرفت در کاربرد تلفیقی الکترودها (آلومینیم و آهن) تشکیل $Fe(OH)_2$ و $Fe(OH)_3$ عامل اصلی حذف فورفورال بوده و تشکیل این سه گونه فلزی در شرایط انتخابی در این آزمایش باعث افزایش راندمان حذف فورفورال در مقایسه با اتصال در حالت غیر ترکیبی می‌شود. مطالعات صورت گرفته در این خصوص نیز مانند مطالعات بصیری و همکاران و همچنین مطالعات مولا^۱ و همکاران بهترین عملکرد برای فرایند انعقاد الکتریکی را در pH خنثی گزارش کرده‌اند (۳۹، ۳۲)

تأثیر شدت ولتاژ جریان

یکی دیگر از فاکتورهای بسیار مهم در فرایند انعقاد الکتریکی، که نقش قابل توجهی در حذف آلاینده‌ها دارد، تأثیر تغییرات ولتاژ جریان است این فاکتور از طریق تأثیر بر میزان یون‌های فلزی که از سطح الکترود کنده می‌شوند، بر سرعت انجام واکنش‌های الکترودکاتالیزاسیون تأثیر گذار است (۴۰).

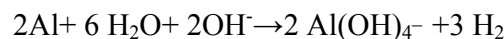
نتایج ارائه شده در شکل ۵ بیانگر این نکته است که با افزایش ولتاژ جریان از ۵ به ۲۰ ولت، راندمان سیستم در حذف فورفورال سیری صعودی را طی کرده و سپس با افزایش ولتاژ به ۲۵ تغییر چشمگیری دیده نشده است. در نهایت ولتاژ ۲۰ به عنوان ولتاژ بهینه گزارش گردید. نتایج اخذ شده در این زمینه حاکی از آن است که با افزایش ولتاژ جریان، سرعت واکنش و به تبع آن میزان حذف آلاینده افزایش می‌یابد. علت افزایش کارایی فرایند با افزایش ولتاژ جریان را می‌توان به افزایش جریان کاتریسیته عبوری از محلول

آلومینیوم در حذف آرسنیک راندمان بالای ۹۵ درصد را در پی داشته است (۲۹). برتری الکترود آهن در مقایسه با آلومینیوم به عنوان قربانی نیز توسط محققین دیگری در حذف سایر ترکیبات آلی گزارش گردیده است (۳۴-۳۷). بنابراین می‌توان نتیجه گیری کرد اگرچه شرایط آزمایش در مطالعه حاضر با مطالعات دیگران متفاوت می‌باشد، اما روند نتایج این مطالعه با مطالعات صورت گرفته همخوانی دارد.

تأثیر pH اولیه و زمان واکنش

pH یکی از فاکتورهای مهم و موثر در واکنش‌های انعقاد الکتریکی همگام با سایر فرایندهای شیمیایی است و نتایج تحقیقات انجام گرفته در این زمینه نشان داده است که تأثیر pH اولیه محیط بسته به نوع فرایند مورد استفاده و نوع آلاینده بسیار متفاوت است (۳۸، ۲۹).

همانطور که در شکل ۴ نشان داده شد، بیشترین حذف فورفورال در pH برابر ۷ و طی مدت زمان ۲۰ دقیقه بود. عامل مهم در فرایندهای انعقاد الکتریکی از طریق تأثیر بر تشکیل انواع هیدروکسیدهای فلزی بر کارایی فرایند تأثیر گذار است. بررسی نتایج مطالعات مختلف در این خصوص نشان داده است که در فرایند انعقاد الکتریکی و در pH ۲ تا ۴ گونه‌های فلزی غالب $Al(OH)_2^+$ ، Al_3^+ هستند و در pH بالاتر از ۱۰ انواع $Al(OH)_3$ جایگزین هیدروکسید آلومینیوم می‌شوند که در هر دو مورد قدرت تشکیل فلاک آنها از $Al(OH)_3$ کمتر است. همچنین نتایج بررسی‌های اخیر نشان داده با افزایش pH به بالاتر از ۱۰، یون‌های OH^- تولید شده در خلال واکنش به الکترود کاتد حمله کرده و طی واکنش زیر تشکیل یون‌های $Al(OH)_3$ می‌دهند که جایگزین عامل اصلی انعقاد یعنی $Al(OH)_3$ می‌گردد.



¹ Mollah

مولکول‌های اضافی ماده آلی کافی نمی‌باشد، در نتیجه راندمان حذف کاهش می‌یابد. این امر با نتایج پژوهش سایر محققین مطابقت داشت، به نحوی که بصیری پارسا و همکاران در مطالعه‌ای که به بررسی کارایی الکتروکواگولاسیون در حذف رنگ پرداختند، مشاهده نمودند که با افزایش غلظت میزان حذف رنگ به طور قابل توجهی کاهش می‌یابد (۳۹). از طرفی نتایج ارایه شده توسط اخوندی و همکاران که به کارایی روش الکتروکواگولاسیون در حذف فلز سنگین کادمیوم پرداختند، حاکی از کاهش راندمان با افزایش غلظت کادمیوم در فرایند الکتروکواگولاسیون بود (۴۴).

نتیجه گیری

نتایج حاصل از این مطالعه که به منظور بررسی انواع اتصالات و جنس الکتروود در فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف فورفورال انجام گرفت حاکی از آن است که بهترین نوع اتصال در حذف فورفورال، اتصال Mp-s است و نتایج از اثربخشی الکتروودهای ترکیبی آهن- آلومینیوم به صورت آند- کاتد حکایت می‌کند. از دیگر پارامترهای موثر، pH و ولتاژ جریان است، که در شرایط بهینه pH برابر ۷ و میزان ولتاژ ۲۰ ولت، با غلظت فورفورال ۱۰۰ mg/L در زمان ۲۰ دقیقه راندمان حذف فورفورال به ۹۲ درصد رسید.

تشکر و قدردانی

این مقاله برگرفته از پایان نامه دوره کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط مصوب دانشگاه علوم پزشکی همدان (به شماره طرح ۹۱۱۲۱۴۴۳۸۳) می‌باشد. نویسندگان از حوزه معاونت پژوهشی دانشگاه به جهت حمایت مالی این طرح، تشکر و قدردانی می‌نمایند.

نسبت داد که این عامل منجر به تجزیه بیشتر الکتروودهای آهن و آلومینیوم و تولید هیدروکسیدهای فلزی و سوسپانسیون ژلاتینی می‌شود. هیدروکسیدهای آلومینیوم و آهن خنثی‌کننده بارهای الکتروستاتیک در ذرات بوده و سبب کاهش نیروی دافعه الکتریکی و افزایش نیروی جاذبه و اندروالسی می‌شود که به تشکیل لخته کمک می‌کند (۴۰). نتایج اخذ شده در این مطالعه در خصوص تغییرات شدت جریان، نتایج مطالعات مشابهی را که در آنها با افزایش ولتاژ جریان میزان حذف آلاینده‌های مختلف در آب به منظور حذف آرسنیک، اسید هیومیک و غیره افزایش یافته است، تایید می‌کند (۴۱، ۴۲).

تأثیر غلظت اولیه

یکی دیگر از فاکتورهای مورد بررسی میزان غلظت اولیه فورفورال بود که در مطالعه حاضر آزمایشات بر روی محلول‌های سنتتیک فورفورال با غلظت‌های اولیه مختلف انجام پذیرفت. همانطور که در شکل ۶ ارائه شده، نتایج نشان داد که با افزایش غلظت اولیه میزان حذف کاهش می‌یابد. غلظت اولیه می‌تواند راندمان حذف را تحت تأثیر قرار دهد به طوری که برای غلظت‌های بالاتر اختلاف پتانسیل بیشتر و زمان واکنش بیشتری لازم است (۴۳). نتایج سایر مطالعات انجام‌شده نشان داده که در فرایندهای انعقاد الکتریکی در شرایط ثابت از نظر شدت جریان و زمان تماس، زمانی که غلظت اولیه آلاینده افزایش داشته، راندمان حذف کاهش یافته است، زیرا که در یک ولتاژ ثابت، مقدار مشخصی از ترکیبات هیدروکسید آهن در محیط تولید می‌شود و این مقدار هیدروکسید آهن تولیدی قادر به حذف مقدار مشخصی از مولکول‌های ماده آلی می‌باشد (۳۱). به همین خاطر در صورت افزایش غلظت اولیه مقدار لخته‌های هیدروکسید آهن موجود در محیط برای حذف

References

- 1- USEPA. Handbook of Advanced Photochemical Oxidation Processes, EPA/625/R-98/004, (1998), pp. 1-15.
- 2- Hoydonckx HE VRW, Van Rhijn W, De Vos DE, Jacobs PA. Furfural and Derivatives. 2000;12-119.
- 3- Shu HY. Degradation of dyehouse effluent containing CI Direct Blue 199 by processes of ozonation, UV/H₂O₂ and in sequence of ozonation with UV/H₂O₂. Journal of hazardous materials. 2006; 133(1-3):92-8.
- 4- Li C, Zhong S, Duan L, Song Y. Evaluation of Petrochemical Wastewater Treatment Technologies in Liaoning Province of China. Procedia Environmental Sciences. 2011; 10:2798-802
- 5- Jafarian A, Malmasi S, Monavari M, Jozi A. survey of environmental impact of the petrochemical industry of mahshahr economic special zone using the analytic hierarchy process method. environmental sciences. 2011;8(3):145-56.
- 6- Borghei S, Hosseini S. Comparison of furfural degradation by different photooxidation methods. Chemical Engineering Journal. 2008; 139(3):482-8.
- 7- Singh S, Srivastava VC, Mall ID. Fixed-bed study for adsorptive removal of furfural by activated carbon. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. 2009; 332(1):50-6.
- 8- Yang W, Li P, Bo D, Chang H. The optimization of formic acid hydrolysis of xylose in furfural production. Carbohydrate research. 2012;357:53-61
- 9- OSHA. Occupational Safety and Health Guideline. Washington, DC 20210: United States Department of Labor1992.
- 10- Zeitsch KJ. The chemistry and technology of furfural and its many by-products: Elsevier Science; 2000;186-204.
- 11- EPA. Pesticide Fact Sheet (Office of Prevention, Pesticide and Toxic Substance). 2006. Office of Prevention, Pesticide and Toxic Substanc.<http://npic.orst.edu/factsheets/fiptech.html>
- 12- Faramarzpour M, Vossoughi M, Borghei M. Photocatalytic degradation of furfural by titania nanoparticles in a floating-bed photoreactor. Chemical Engineering Journal. 2009; 146(1):79-85.
- 13- Anbia M, Mohammadi N. A nanoporous adsorbent for removal of furfural from aqueous solutions. Desalination. 2009; 249(1):150-3.
- 14- Mao L, Zhang L, Gao N, Li A. FeCl₃ and acetic acid co-catalyzed hydrolysis of corncob for improving furfural production and lignin removal from residue. Bioresource Technology. 2012;324-331
- 15- Zhang W, Zhu Y, Niu S, Li Y. A study of furfural decarbonylation on K-doped Pd/Al₂O₃ catalysts. Journal of Molecular Catalysis A: Chemical. 2011; 335(1):71-81.
- 16- Sahu AK, Srivastava VC, Mall ID, Lataye DH. Adsorption of furfural from aqueous solution onto activated carbon: Kinetic, equilibrium and thermodynamic study. Separation Science and Technology. 2008; 43(5):1239-59.
- 17- Mebrek OR, Derriche Z. Removal of Furfural from Aqueous Solutions by Adsorption Using Organobentonite: Isotherm and Kinetic Studies. Adsorption Science and Technology. 2010; 28(6):533-45.
- 18- Fahmi MR, Abidin CZA, Rahmat NR, editors. Characteristic of Colour and COD Removal of Azo Dye by Advanced Oxidation Process and Biological Treatment. 2011;(18)13-18
- 19- Jain R, Sharma N, Radhapyari K. Removal of hazardous azo dye metanil yellow from industrial wastewater using electrochemical technique. European Water. 2009; 27(28):43-52.
- 20- Emamjomeh MM, Sivakumar M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. Journal of environmental management. 2009; 90(5):1663-79.
- 21- Linares-Hernández I, Barrera-Díaz C, Bilyeu B, Juárez-GarcíaRojas P, Campos-Medina E. A combined electrocoagulation–electrooxidation treatment for industrial wastewater. Journal of hazardous materials. 2010; 175(1):688-94.
- 22- Salles NA, Fourcade F, Geneste F, Floner D, Amrane A. Relevance of an electrochemical process prior to a biological treatment for the removal of an organophosphorous pesticide, phosmet. Journal of hazardous materials. 2010; 181(1):617-23.

- 23- Yatmaz HC, Uzman Y. Degradation of pesticide monochrotophos from aqueous solutions by electrochemical methods. *International Journal of Electrochemical Science*. 2009; 4:614-26.
- 24- Asadi M, Attarchi M, Vahidifar M, Jafari A. Effect of $\text{SiO}_3^{2-}/\text{OH}^-$ on plasma electrolytic oxidation of Ti-5Mo-4V-3Al. *Bulletin of Materials Science*. 2010; 33(4):469-74.
- 25- Malakootian M, Izanloo H, Messerghany M, Emamjomeh M. Electrocoagulation Efficiency in Removal of COD from the Qom Lnadfill Leahate. *J. Health & Environ* 2012; 5(1):201-210 (full text in persian)
- 26- Ahmadi Moghadam M, Amiri H. Investigation of TOC Removal from Industrial Wastewaters using Electrocoagulation Process. *J. Health & Environ* 2010; 3(2):185-194 (full text in Persian).
- 27- Hibbert B, Introduction to electrochemistry. The Macmillan Press Ltd. 1993; 59-89.
- 28- Daneshvar N, Ashassi Sorkhabi H, Kasiri M. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. *Journal of hazardous materials*. 2004; 112(1-2):55-62.
- 29- Kobyas M, Ulu F, Gebologlu U, Demirbas E, Oncel MS. Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe-Al electrodes. *Separation and Purification Technology*. 2011; 77(3):283-9.
- 30- Moussavi G, Khosravi R, Farzadkia M. Removal of petroleum hydrocarbons from contaminated groundwater using an electrocoagulation process: Batch and continuous experiments. *Desalination*. 2011; 278(1):288-9.
- 31- Dalvand A, Jonidi Jafari A, GHolmi M, Ameri A, Mahmoodi M. Treatment of Synthetic Wastewater Containing Reactive Red 198 by Electrocoagulation Process. *J. Health & Environ* 2011; 4(1):11-22 (full text in PERSIAN).
- 32- M. Yusuf A, Mollah JAGG, Kamol K. Das, David L. Cocke, Electrochemical treatment of Orange II dye solution-use of aluminum sacrificial electrodes and floc characterization. *Journal of Hazardous Materials* 2010; 174:851-8.
- 33- Kobyas M, Bayramoglu M, Eyvaz M. Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections. *Journal of hazardous materials*. 2007; 148(1-2):311.
- 34- Moussavi G, Majidi F, Farzadkia M. The influence of operational parameters on elimination of cyanide from wastewater using the electrocoagulation process. *Desalination*. 2011; 280(1):1-7.
- 35- LINARES-HERNSNDEZ I, Barrera-Díaz C, Roa-Morales G, Bilyeu B, Ureña-Núñez F. Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. *Chemical engineering journal*. 2009; 148(1):97-105.
- 36- 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):710-6.
- 37- 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.
- 38- Zongo I, Maiga AH, Wéthé J, Valentin G, Leclerc J-P, Paternotte G, et al. Electrocoagulation for the treatment of textile wastewaters with Al or Fe electrodes: Compared variations of COD levels, turbidity and absorbance. *Journal of hazardous materials*. 2009; 169(1):70-6.
- 39- Parsa JB, Vahidian HR, Soleymani A, Abbasi M. Removal of Acid Brown 14 in aqueous media by electrocoagulation: Optimization parameters and minimizing of energy consumption. *Desalination*. 2011; 278(1):295-302.
- 40- Asgari GH, Saidmohamadi A, Roshanai GH, Mehralipor J, Shabanlo A, Sharifi Z, et al. electrocoagulation (EC) and electrocoagulation/flotation (ECF) processes for removing high turbidity from surface water using AL and FE electrodes. *water and wastewater*. 2013; 23(104):57-67
- 41- Ratna Kumar P, Chaudhari S, Khilar KC, Mahajan S. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*. 2004; 55(9):1245-52.
- 42- FENG Q-y, LI X-d, CHENG Y-j, MENG L, MENG Q-j. Removal of humic acid from groundwater by electrocoagulation. *Journal of China University of Mining and Technology*. 2007; 17(4):513-20.

- 43- Mahvi A, Bazrafshan A, Mesdaghinia A. Chromium (Cr^{+6}) Removal from Aqueous Environments by Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes. *water and wastewater*. 2007;18(62):28-34 (in persian).
- 44- Akhondi A, KHodadadi darban A, Ganjidoust H. The Effectiveness of Electrocoagulation Process for the Removal of Cadmium from Wat. *water and wastewater*. 2012;23(82):86-93 (in Persian).

Study of Electrocoagulation Process Performance by Iron and Aluminum Electrodes and Effect of Electrodes Connection Types in Removal of Furfural from Wastewater

Asgari A¹, SeidMohammadi A¹, Leili M¹, Maleki S^{*2}

1. Assistant Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Public health, Hamedan University of Medical Sciences, Hamedan, Iran

2. MSc Environmental Health Engineering, School of Public health, Hamedan University of Medical Sciences, Hamedan, Iran

* *Corresponding author.* Tel: +989184405048 Fax: +988138380509 E-mail: sh.ma1985@gmail.com

Received: Dec 14, 2013 Accepted: May 9, 2014

ABSTRACT

Background & Objectives: In recent years, Electrocoagulation process (ECP) method has attracted great attention as an ecofriendly and cost-effective process to treat broad range of inorganic and organic contaminants from water and wastewater. The efficacy of an ECP was evaluated for the treatment of furfural from wastewater.

Methods: In experimental study, the batch mode of operation of ECP an approximate volume of 500 ml which is equipped with four Fe-Fe, Al-Al and Al-Fe electrodes (150*50*1mm) that were connected in three modes namely, mono polar parallel (MP-P), monopolar-serial (MP-S), and bipolar-serial (BP-S). The effect of operating parameters such as electrodes connection, type of electrodes, wastewater pH (3-9), applied voltage (5 - 25 v), concentration of furfural (100 - 1000 mg/l) and reaction times (2- 30 minutes) were evaluated. Concentration of furfural was determined using spectrophotometer at wavelength of 278 nm.

Results: Experimental data showed that the maximum furfural removal (92%) was achieved using Fe-Al as the anode-cathode electrode arrangement in mono-polar serial connection and neutral pH level. The increase in voltage from 5 to 25v at optimum electrode and pH conditions increased furfural removal from 65% to 92% during the ECP.

Conclusions: This study indicated that the types of electrode used and electrodes connection mode are very important in ECP. Finally, experimental data suggested that the ECP could be efficient in eliminating furfural from wastewater and thus may be a promising technique for treating contaminated stream.

Keywords: Electrocoagulation; Furfural; Fe and Al Electrodes; Connection Electrode.