

بهینه سازی فرایند انعقاد الکتریکی در کاهش بار آلی شیرابه، مطالعه موردی: شیرابه مرکز دفن کهریزک تهران

حانیه مهرشاد، محمد دلنواز*

دانشکده فنی و مهندسی، گروه مهندسی عمران، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران

* delnavaz@khu.ac.ir

چکیده

شیرابه حاصل از مراکز دفن زباله حاوی ترکیبات پیچیده، مقاوم و سمی است که مستلزم تصفیه آن قبل از ورود به محیط زیست و آبهای زیرزمینی می باشد. هدف از این مطالعه استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی و بررسی اثر پارامترهای pH (۴، ۷ و ۹)، دانسیته جریان الکتریکی (۲۵/۳۱، ۳۷/۹۷ و ۵۰/۶۳ میلی آمپر بر سانتی متر مربع)، زمان انجام واکنش (۱۵ تا ۶۰ دقیقه) و فاصله الکترودها نسبت به یکدیگر (۱، ۲ و ۴ سانتی متر) به عنوان متغیر جهت حذف COD، TDS و TSS از شیرابه مجتمع مدیریت پسماند آرادکوه واقع در کهریزک تهران می باشد. جهت انجام فرایند از یک مخزن با جنس پلکسی گلس حاوی سه الکترود آلومینیومی و یک منبع تغذیه جریان مستقیم استفاده شد. بهترین بازده حذف COD، TDS و TSS در pH=۹، دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی آمپر بر سانتی متر مربع، زمان انجام واکنش ۶۰ دقیقه و فاصله ۲ سانتی متری الکترودها نسبت به یکدیگر رخ داد که به ترتیب ۳۷/۸، ۳۴/۳ و ۴۰/۲ درصد به دست آمد. همچنین میزان فلزات سنگین نظیر کرم، سرب، روی و آهن در شیرابه خام و سپس بعد از تصفیه توسط فرایند انعقاد الکتریکی به وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. نتایج نشان داد که میزان حذف هر یک از این فلزات به ترتیب به میزان ۴۳/۷۵، ۴۱/۴۳، ۳۷/۵ و ۲۷/۲۳ درصد می باشد. این مطالعه نشان داد فرایند انعقاد الکتریکی روشی مؤثر برای کاهش میزان بار آلی شیرابه جایگاه دفن مواد زائد شهری است.

کلمات کلیدی

شیرابه، انعقاد الکتریکی، دانسیته جریان، فلزات سنگین، الکترود آلومینیومی

* delnavaz@khu.ac.ir

شیرابه مراکز دفن پسماند شهری جریانی با ترکیب پیچیده و پایداری بالاست که معمولاً حاوی بار آلی زیاد، جامدات معلق و فلزات سنگین است. رهاسازی این جریان بدون تصفیه، به آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی و افت کیفیت خاک می‌انجامد؛ از این رو رساندن آن به حدود استاندارد تخلیه محیطی ضرورت دارد [۱]. برای تصفیه شیرابه، روش‌های بیولوژیکی و فیزیکی و شیمیایی به کار می‌روند. با این حال، روش‌های صرفاً بیولوژیکی در عمل با محدودیت عملکرد مواجه‌اند و در بسیاری از موارد دستیابی به حدود استانداردهای تخلیه محیطی را تضمین نمی‌کنند. بنابراین بهره‌گیری از فرایندهای فیزیکی و شیمیایی برای رسیدن به استانداردهای تخلیه توصیه می‌شود [۲]. در سال‌های اخیر نیز فرایندهای غشایی، انعقاد شیمیایی و اکسیداسیون پیشرفته به‌عنوان گزینه‌های مکمل برای تصفیه آلاینده‌های مقاوم به کار گرفته شده‌اند [۳].

یکی از روش‌های فیزیکوشیمیایی، فرایند انعقاد الکتریکی است [۴]. این روش به‌دلیل مزایایی چون اقتصادی بودن، راندمان بالا، سادگی تجهیزات، بهره‌برداری آسان، بی‌نیازی از ماده شیمیایی خاص، تولید اندک لجن دفعی و زمان ماند کوتاه روشی بسیار مناسب برای تصفیه فاضلاب‌های قوی و سمی است [۵]. انعقاد الکتریکی روشی برای تصفیه فاضلاب است که با اعمال جریان الکتریسیته در یک راکتور مجهز به الکترودهای فلزی (معمولاً آلومینیوم یا آهن)، مواد منعقدکننده مؤثر تولید می‌کند و ذرات و کلوئیدها را ناپایدار و قابل جداسازی می‌سازد [۶]. این مواد با خنثی‌سازی بار، ایجاد لخته‌های پایدار و جذب سطحی، جداسازی آلاینده‌ها را از مسیرهایی مانند ته‌نشینی و شناورسازی تسهیل می‌کنند؛ در نتیجه کدورت، TSS^۱، بخشی از COD^۲ و مقادیر معناداری از فلزات سنگین کاهش می‌یابد [۷]. کارایی فرایند به تنظیم پارامترهای عملیاتی وابسته است؛ مهم‌ترین آن‌ها pH، دانسیته جریان، زمان واکنش، جنس و آرایش الکترودها و فاصله بین آن‌هاست. انتخاب بهینه این پارامترها علاوه بر ارتقای بازده حذف، بر مصرف انرژی، میزان انحلال الکترود و حجم لجن تولیدی نیز اثر می‌گذارد؛ بنابراین تعیین شرایط بهینه برای هر فاضلاب هدف، پیش‌شرط بهره‌برداری مؤثر و اقتصادی است [۸].

در سال‌های اخیر تحقیقات زیادی در استفاده از فرایندهای الکتروشیمیایی برای تصفیه شیرابه انجام شده است. در یک مطالعه آزمایشگاهی برای تصفیه شیرابه کهنه در دو محل دفن در مالزی، پژوهشگران کارایی فرایند انعقاد الکتریکی را با الکترودهای آلومینیوم و آهن و با تغییر ولتاژ (۱۰-۲) ولت، فاصله بین الکترودی (۳-۱) سانتی‌متر و زمان الکترولیز (۳۰-۵) دقیقه ارزیابی کردند و گزارش دادند که با افزایش زمان و ولتاژ تا رسیدن به نقطه بهینه، حذف COD افزایش یافته و پس از آن می‌تواند به تدریج کاهش یابد. در فرایند انعقاد الکتریکی، فاصله ۲ سانتی‌متر بهترین عملکرد را نشان داد و بیشینه حذف COD با الکترود آلومینیوم در شرایط ۱۰ ولت، فاصله ۲ سانتی‌متر و زمان ۲۰ دقیقه برابر ۸۷/۸ درصد به دست آمد؛ در حالی که در همین شرایط، الکترود آهن درصد حذف پایین‌تری نشان داد [۹]. در یک مطالعه بر شیرابه کهنه محل دفن، پژوهشگران در مقیاس آزمایشگاهی و با الکترود آلومینیومی اثر دانسیته جریان ($161-64 \text{ A/m}^2$) و زمان الکترولیز (۹۰-۱۰ دقیقه) را بررسی کردند و گزارش دادند که با افزایش این دو پارامتر، حذف COD، BOD^۳، کدورت و رنگ به صورت معنادار بهبود می‌یابد. آنان همچنین نشان دادند ترکیب دانسیته جریان حدود 128 A/m^2 با زمان ۹۰ دقیقه بالاترین کارایی را فراهم می‌کند، هرچند در شدت‌های بالاتر به دلیل شکست لخته‌ها، کارایی حذف COD افت می‌کند [۱۰]. در یک مطالعه آزمایشگاهی برای تصفیه شیرابه جوان شبیه‌سازی شده، با به کارگیری الکترود آلومینیومی، اثر pH، دانسیته جریان و زمان واکنش ارزیابی شد. نتایج نشان داد بهینه‌سازی این متغیرها به کاهش معنادار COD، TSS و TOC^۴ می‌انجامد. جمع‌بندی مطالعه تصریح کرد که با انتخاب شرایط عملیاتی مناسب، مصرف انرژی و الکترود قابل کنترل است و انعقاد الکتریکی مبتنی بر آلومینیوم به‌تنهایی می‌تواند برای تصفیه شیرابه‌های جوان با بار آلودگی بالا کارآمد باشد [۱۱]. در مطالعه‌ای بر شیرابه مرکز دفن زباله بینگل ترکیه، فرایند انعقاد الکتریکی با پیکربندی آند آلومینیومی و کاتد استیل برای بهینه‌سازی pH، دانسیته جریان، فاصله بین الکترودی، دما، نوع الکترولیت کمکی ($\text{NaCl}/\text{Na}_2\text{SO}_4$)، نرخ هم‌زدن و زمان واکنش ارزیابی شد. نتایج نشان داد کاهش COD و کدورت در pH اسیدی بیشینه است، در حالی که کاهش $\text{NH}_3\text{-N}$ در pH های قلیایی‌تر و با افزودن NaCl بهبود می‌یابد. همچنین افزایش دانسیته جریان و کاهش فاصله بین الکترودی کارایی را ارتقا می‌دهد، هرچند هزینه انرژی را نیز بالا می‌برد. همچنین افزایش تدریجی دما مفید گزارش شد، اما دماهای بالاتر به سبب تضعیف لخته‌ها افت عملکرد ایجاد کرد [۱۲]. از جمله مطالعات داخلی می‌توان به

پژوهشی بر شیرابه محل دفن یزد اشاره کرد که با راه اندازی راکتور جریان پیوسته انعقاد الکتریکی و بهینه سازی pH، دانسیته جریان و زمان ماند هیدرولیکی، کاهش معنادار COD، TOC، BOD₅، NH₃-N، رنگ و کدورت همراه با حذف قابل توجه فلزات سنگین را گزارش کرد. در این مطالعه، الکترو د آهن نسبت به آلومینیوم عملکرد بهتری نشان داد و امکان پذیری اقتصادی فرایند نیز تأیید شد [۱۳].

در تحقیق حاضر برخلاف سایر مطالعات انجام شده در این زمینه، علاوه بر اثربخشی دانسیته جریان و زمان انجام واکنش، تأثیر pH، فاصله الکترودها نسبت به یکدیگر و همچنین میزان حذف فلزات سنگین، مشخصات لجن تولیدی و درصد عناصر توسط SEM^۵ و EDX^۶ و بهینه سازی انعقاد الکتریکی با الکترو د آلومینیومی برای تصفیه شیرابه مجتمع مدیریت پسماند آرادکوه (کهریزک، تهران) تعیین گردید. بدین منظور، اثر پارامترهای مختلف به صورت نظام مند بررسی شد تا ترکیبی از شرایط کاری با حذف مؤثر COD، TDS^۷ و TSS، کاهش فلزات سنگین و مصرف انرژی قابل قبول مشخص شود.

۲- مواد و روشها

نمونه برداری در بازه زمانی زمستان ۱۴۰۰ تا پاییز ۱۴۰۱ انجام گرفت. نمونه های شیرابه از مرکز دفن کهریزک تهران برداشت گردید. نمونه برداری به صورت تک نمونه (grab) و از ناحیه کانال جمع آوری و خروجی شیرابه مرکز دفن انجام شد و نمونه ها از عمق میانی ستون مایع (حدود ۲۰ تا ۳۰ سانتی متر زیر سطح) برداشت گردیدند. نمونه ها در دو ظرف پلاستیکی ۲۰ لیتری جمع آوری و تحت شرایط استاندارد به آزمایشگاه محیط زیست دانشگاه خوارزمی منتقل شدند. نمونه ها تا زمان انجام آزمایش ها در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری شده و در کوتاه ترین زمان ممکن آنالیز pH، COD، هدایت الکتریکی و مواد معلق انجام گرفت. ویژگی های فیزیکوشیمیایی شیرابه خام در جدول ۱ ارائه شده است و مقادیر گزارش شده در این جدول حاصل میانگین اندازه گیری های تکراری (n=۲) می باشد.

جدول ۱: مشخصات نمونه شیرابه محل دفن کهریزک

Table 1: Characteristics of the Kahrizak landfill leachate sample

غلظت	پارامتر
۲۳/۸	دما (°C)
۶/۲	رنگ
۲۶/۱	مقاومت الکتریکی (Ω.cm)
۳۷/۹	EC (mS.cm)
۷/۲	pH
۴۷۴۰۰	COD (mg/L)
۲۰۵۴۰	BOD ₅ (mg/L)
۱۵۱۰۴	TOC (mg/L)
۲۳۴۰۹	TSS (mg/L)
۲۳۴۰۰	TDS (mg/L)
۱/۴	سرب (mg/L)
۲/۸	روی (mg/L)
۱/۶	کرم (mg/L)
۲/۳۵	آهن (mg/L)

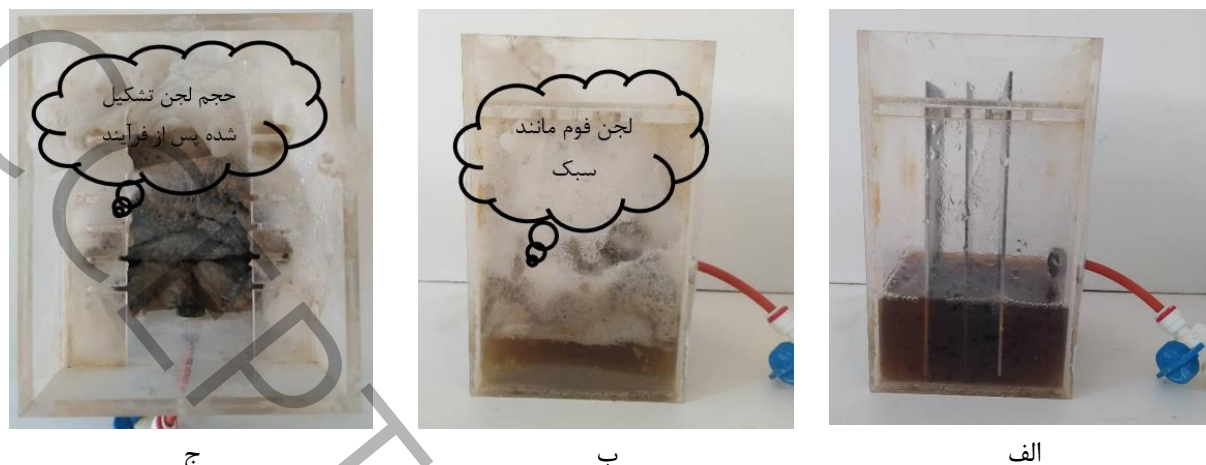
فرایند انعقاد الکتریکی در یک راکتور ناپیوسته مستطیلی از جنس پلکسی گلس با ابعاد ۱۱×۱۱ سانتی متر و حجم مفید ۶۰۵ سانتی متر مکعب اجرا شد. نمای کلی راکتور الکترودهای استفاده شده در شکل ۱ ارائه شده است. سه الکترود صفحه ای آلومینیومی به ابعاد ۱۵/۱ در ۷/۹ سانتی متر و ضخامت ۰/۲ سانتی متر در فواصل ۱، ۲ و ۴ سانتی متر نصب شد. آرایش الکترودها به صورت مونوپلار (monopolar)

بوده است؛ به طوری که الکترود میانی به عنوان آند و دو الکترود کناری به عنوان کاتد به منبع تغذیه جریان مستقیم متصل شدند. با توجه به محدودیت ارتفاع مایع و نحوه نصب، الکترودها به طور کامل در پساب غوطه‌ور نبودند؛ از این رو، برای محاسبه دانسیته جریان، سطح مؤثر غوطه‌ور (سطح در تماس مستقیم با فاضلاب) به عنوان سطح مبنا در نظر گرفته شد. ارتفاع غوطه‌وری الکترودها در طول آزمایش‌ها به طور متوسط حدود ۸/۱ سانتی‌متر بوده و بر این اساس سطح مؤثر هر الکترود برابر با ۶۳/۹ سانتی‌متر مربع محاسبه گردید.



شکل ۱: الف) الکترودهای اکسید شده در فرایند انعقاد الکتریکی، ب) نمایی از راکتور انعقاد الکتریکی
Fig. 1: a) Oxidized electrodes in the electrocoagulation process, b) View of the electrocoagulation reactor

برای کاهش چسبندگی لجن از پمپ هوادهی استفاده گردید و الکترودهای آلومینیومی تا پنج چرخه مورد استفاده مجدد قرار گرفتند؛ پیش از هر اجرا، سمباده‌زنی و شست‌وشو با اسید رقیق و آب مقطر انجام شد تا یکنواختی ویژگی‌های سطحی حفظ شود و در این بازه افت معناداری در راندمان حذف مشاهده نشد. تغذیه الکتریکی توسط منبع جریان مستقیم با دامنه ولتاژ صفر تا ۶۰ ولت و جریان صفر تا ۵ آمپر تأمین شد. شرایط عملیاتی شامل شدت جریان‌های ۲، ۳ و ۴ آمپر معادل دانسیته‌های ۲۵/۳۱، ۳۷/۳۹۷ و ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، زمان‌های واکنش ۱۵، ۳۰، ۴۵ و ۶۰ دقیقه و pH‌های ۴، ۷ و ۹ بود که با اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید تنظیم شد. دامنه متغیرها در جدول ۲ خلاصه شده است. در پایان هر آزمون، نمونه‌ها به مدت ۲۰ دقیقه ته‌نشین شدند و برداشت از میانه راکتور انجام گرفت. به منظور قرارگیری نمونه‌ها در محدوده اندازه‌گیری، پیش از انجام آزمون‌های COD، TDS و TSS رقیق‌سازی انجام شد؛ به طوری که ۲ میلی‌لیتر از نمونه برداشت و با آب مقطر تا حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر رسانده شد. کلیه غلظت‌های گزارش شده در جداول بر حسب mg/L و پس از اعمال ضریب رقیق‌سازی و بر مبنای غلظت واقعی نمونه ارائه شده‌اند. شکل ۲-الف وضعیت راکتور فرایند انعقاد الکتریکی را قبل از بهره‌برداری و شکل ۲-ب وضعیت راکتور بعد از انجام فرایند انعقاد الکتریکی و شکل ۲-ج لجن تولیدی را نشان می‌دهد.



شکل ۲: الف) وضعیت راکتور قبل از بهره‌برداری ب) وضعیت راکتور بعد از انجام فرایند ج) لجن تولیدی پس از انجام فرایند
Fig. 2: a) Reactor condition before operation b) Reactor condition after the process c) Sludge produced after the process

دامنه تغییرات پارامترهای عملیاتی شامل pH، دانسیته جریان، زمان انجام فرایند و فاصله الکترودها نسبت به یکدیگر (جدول ۲) بر اساس گزارش‌های موجود در مطالعات پیشین مرتبط با فرایند انعقاد الکتریکی در تصفیه شیرابه و فاضلاب‌های با غلظت بالا و همچنین نتایج آزمون‌های مقدماتی انجام‌شده در این پژوهش انتخاب گردید [۱۴]. هدف از انتخاب این بازه‌ها، بررسی عملکرد فرایند در شرایط اسیدی، خنثی و قلیایی، ارزیابی اثر شدت جریان‌های متداول از نظر کارایی و مصرف انرژی و تعیین بازه‌های عملیاتی قابل کاربرد از نظر فنی و بهره‌برداری بوده است [۱۵].

جدول ۲: متغیرهای مورد بررسی در انجام فرایند انعقاد الکتریکی
Table 2: Variables studied in the electrocoagulation process

نام متغیر	واحد	دامنه تغییرات
pH	-	۴-۹
دانسیته جریان	میلی آمپر بر سانتی متر مربع	۲۵/۳۱-۵۰/۶۳
زمان انجام فرایند	دقیقه	۱۵-۶۰
فاصله الکترودها نسبت به یکدیگر	سانتی متر	۱-۴

تعیین COD بر مبنای استاندارد EPA 410.4 به روش هضم بسته و قرائت رنگ‌سنجی انجام گرفت. TSS به روش EPA 160.02 و TDS بر اساس APHA 2540-C اندازه‌گیری شد. برای فلزات سنگین شامل آهن، نیکل، سرب و روی، نمونه اسیدی‌شده هضم و با دستگاه جذب اتمی آنالیز شد [۱۶-۱۸]. مصرف انرژی الکتریکی از قرائت ولتاژ و جریان محاسبه گردید. کلیه آزمایش‌ها برای هر شرایط عملیاتی به صورت مستقل و در دو تکرار (n=۲) انجام شد و تمام مقادیر عددی گزارش‌شده در متن، جداول و نمودارها به صورت میانگین $\pm$ انحراف معیار (Mean $\pm$ SD) ارائه گردید. در نمودارهای نتایج عملکردی، میله‌های خطا نشان‌دهنده $\pm$ SD هستند.

به منظور اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین شامل آهن (Fe)، سرب (Pb)، روی (Zn) و کروم (Cr)، نمونه‌ها پس از اسیدی‌سازی با اسید نیتریک غلیظ تا pH کمتر از ۲، مطابق روش استاندارد هضم اسیدی آماده‌سازی شدند. اندازه‌گیری غلظت فلزات با استفاده از دستگاه جذب اتمی شعله‌ای انجام گرفت. کالیبراسیون دستگاه به روش کالیبراسیون خارجی و با استفاده از محلول‌های استاندارد چند نقطه‌ای (حداقل پنج نقطه) تهیه‌شده از استانداردهای مرجع تجاری انجام شد. برای هر فلز، منحنی کالیبراسیون با ضریب همبستگی بالاتر از ۰/۹۹۵ به دست آمد. حد تشخیص (LOD) و حد تعیین (LOQ)^۹ برای هر فلز بر اساس سه و ده برابر انحراف معیار قرائت بلانک و با در نظر گرفتن حساسیت

دستگاه محاسبه شد. به منظور کنترل کیفیت نتایج، آزمون‌های بلانک، نمونه‌های اسپایک‌شده و تکرار اندازه‌گیری‌ها انجام گرفت و بازیابی فلزات در بازه قابل قبول (۹۰-۱۱۰ درصد) قرار داشت [۱۹]. مقادیر حد تشخیص و حد تعیین فلزات اندازه‌گیری‌شده در جدول ۳ ارائه شده است.

جدول ۳: حدود تشخیص (LOD) و حد تعیین (LOQ) روش جذب اتمی برای فلزات مورد بررسی

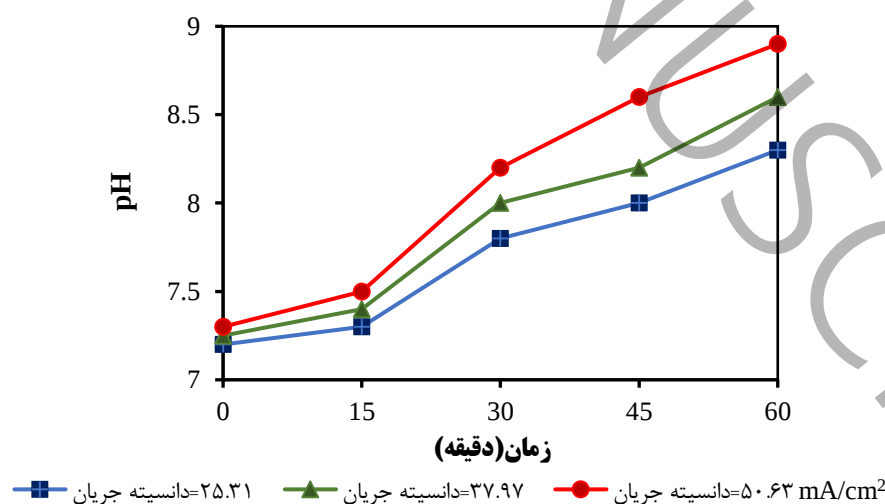
Table 3: Limits of detection (LOD) and limits of quantification (LOQ) of the atomic absorption spectrophotometry method for the metals studied

فلز	(mg/L) LOD	(mg/L) LOQ
Fe	۰/۰۱	۰/۰۳
Pb	۰/۰۰۵	۰/۰۱۵
Zn	۰/۰۱	۰/۰۳
Cr	۰/۰۰۵	۰/۰۱۵

۳- نتایج و بحث

۳-۱- تغییرات pH در حین واکنش و تاثیر آن بر فرایند انعقاد الکتریکی

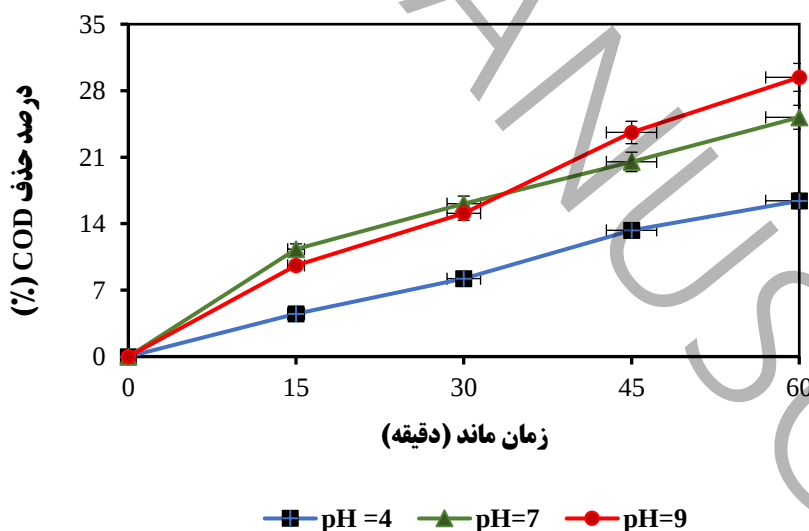
یکی از متغیرهای مؤثر بر فرایند انعقاد الکتریکی جهت تصفیه فاضلاب شیرابه pH می‌باشد. هنگامی که فرایند انعقاد الکتریکی انجام می‌گردد pH محلول تغییر می‌یابد که دامنه این تغییرات به pH اولیه محلول بستگی دارد [۲۰]. در این پژوهش در دانسیته جریان ۲۵/۳۱ میلی آمپر بر سانتی‌متر مربع pH اولیه نمونه ۷/۲ بود که پس از ۶۰ دقیقه انجام فرایند میزان pH به ۸/۳ افزایش یافت. در دانسیته جریان ۳۷/۳۹۷ میلی آمپر بر سانتی‌متر مربع پس از ۶۰ دقیقه زمان تماس pH واکنش از ۷/۲۵ به ۸/۶ افزایش یافت. همچنین در دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی آمپر بر سانتی‌متر مربع pH اولیه نمونه ۷/۳ گزارش گردید که با انجام فرایند انعقاد الکتریکی در مدت زمان ۶۰ دقیقه میزان pH به ۸/۹ رسید. شکل ۳ تغییرات pH را در حین انجام واکنش نشان می‌دهد. نتایج حاصل با یافته‌های Rookesh و همکاران (۲۰۲۲) هم‌خوانی دارد. آنان نشان دادند که در فرایند انعقاد الکتریکی با الکترود Fe/Gr، تحت شرایط pH=۷/۵ و دانسیته جریان ۶۴ mA/cm²، تغییرات pH نقشی کلیدی در راندمان فرایند دارد [۳].



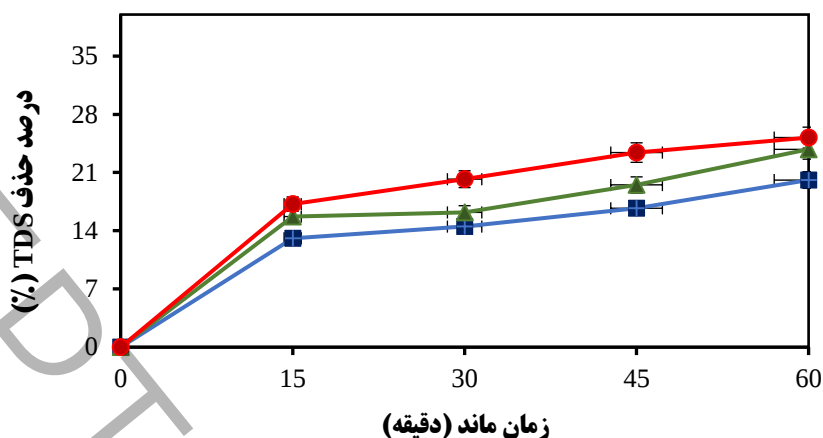
شکل ۳: تغییرات pH واکنش در حین انجام فرایند انعقاد الکتریکی

Fig. 3: Changes in reaction pH during the electrocoagulation process

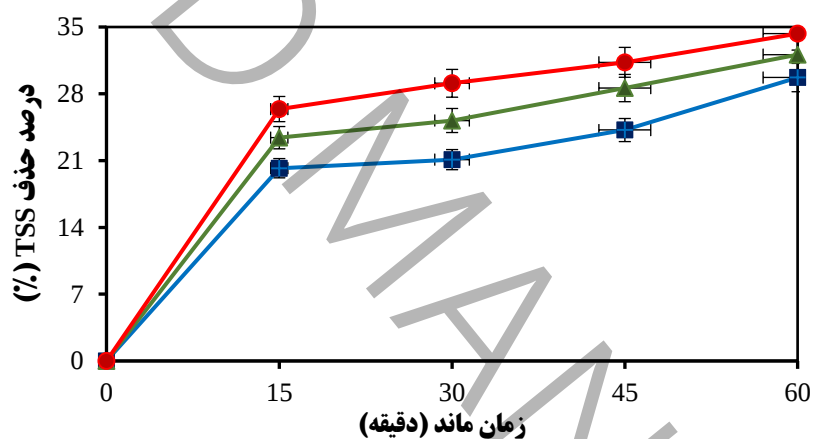
به منظور بررسی تأثیر pH روند حذف COD، TDS و TSS در محیط خنثی، اسیدی و قلیایی مورد ارزیابی قرار گرفت و آزمایشات در pH های انتخابی ۴، ۷ و ۹ انجام گردید. شکل ۴ نتایج تأثیر pH اولیه بر درصد حذف COD، TDS و TSS را برای فرایند انعقاد الکتریکی جهت تصفیه ۴۰۰ میلی لیتر شیرابه نشان می دهد. در طول بررسی اثرات pH بر حذف COD، TDS و TSS، چگالی جریان در mA/cm^2 ۵۰/۶۳ و فاصله بین الکترودها ۲ سانتی متر بود. در شکل ۴-الف درصد حذف COD نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می شود با افزایش زمان واکنش درصد حذف COD افزایش یافته است به طوری که در حالت قلیایی ($\text{pH}=9$) درصد حذف COD در مدت زمان ۱۵ دقیقه از ۹/۶٪ به ۲۹/۴٪ در مدت زمان ۶۰ دقیقه افزایش یافته است و کمترین درصد حذف COD در pH اسیدی ($\text{pH}=4$) است که مقدار آن در مدت زمان ۶۰ دقیقه ۱۶/۴٪ می باشد. علاوه بر این تأثیر تغییرات pH بر حذف TDS در شکل ۴-ب نمایش داده شده است که بیشترین درصد حذف TDS مربوط به $\text{pH}=9$ و مدت زمان ۶۰ دقیقه با مقدار ۲۵/۲٪ رخ داده است، همچنین تأثیرات pH بر حذف TSS در شکل ۴-ج نشان داده شده است که در مدت زمان ۶۰ دقیقه و $\text{pH}=9$ بیشترین میزان حذف TSS بدست آمد که به میزان ۳۴/۳٪ می باشد. با توجه به شرایط موجود بیشترین میزان حذف در شرایط بهینه مربوط به TSS می باشد. بنابراین بهینه ترین حالت در pH قلیایی و زمان ماند ۶۰ دقیقه رخ می دهد که علت آن می تواند تشکیل لخته های Al(OH)_3 در pH هایی بین ۸ تا ۹ باشد که فرایند قدرت بیشتری در حذف آلاینده نسبت به سایر لخته ها دارد. ضمناً در pH اسیدی میزان کدورت بیشتر می باشد که به دلیل عدم تشکیل هیدروکسید فلزات و در نتیجه عدم ته نشینی آن ها ذکر نمود [۲۱]. نکته قابل ذکر دیگر این می باشد که pH بر میزان و اندازه حباب های هیدروژن تأثیرگذار است؛ بنابراین تولید گاز هیدروژن بیشتر با قطر حباب کوچک تر به منظور شناورسازی لخته های تشکیل شده مطلوب تر است، این در حالی می باشد که در pH اسیدی تعداد حباب ها و همچنین اندازه آن ها افزایش یافته و لذا توانایی آن ها در شناورسازی لخته های ریز کاهش می یابد. درحالی که در pH قلیایی تعداد حباب ها و اندازه آن ها کوچک تر شده و راندمان حذف ذرات معلق افزایش می یابد. یافته های این پژوهش با نتایج مطالعه ی Marmanis و همکاران (۲۰۲۱) هم خوانی دارد. آن ها نشان دادند که در فرایند انعقاد الکتریکی، کارایی حذف آلاینده ها در محدوده ی pH خنثی تا قلیایی بیشینه بوده و در محیط اسیدی به طور محسوسی کاهش می یابد [۱].



الف



ب



ج

شکل ۴: تأثیر pH بر کارایی فرایند: الف) درصد حذف COD ب) درصد حذف TDS ج) درصد حذف TSS
(مقادیر به صورت میانگین $\pm$ انحراف معیار ($n=2$) گزارش شده‌اند و میله‌های خطا نشان‌دهنده $\pm SD$ هستند)

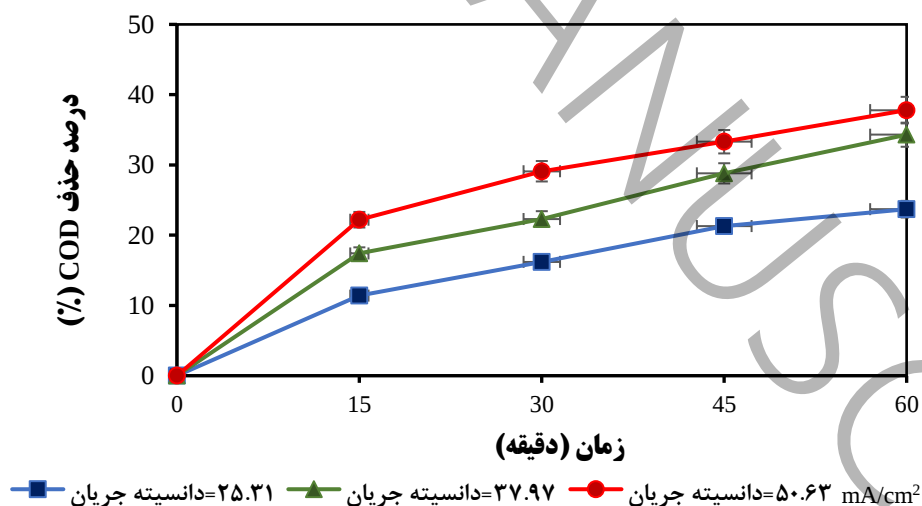
Fig. 4: Effect of pH on process efficiency: a) COD removal percentage b) TDS removal percentage c) TSS removal percentage
(Values are reported as mean $\pm$ standard deviation ($n=2$) and error bars indicate $\pm SD$)

۳-۲- تأثیر دانسیته جریان الکتریکی بر فرایند انعقاد الکتریکی

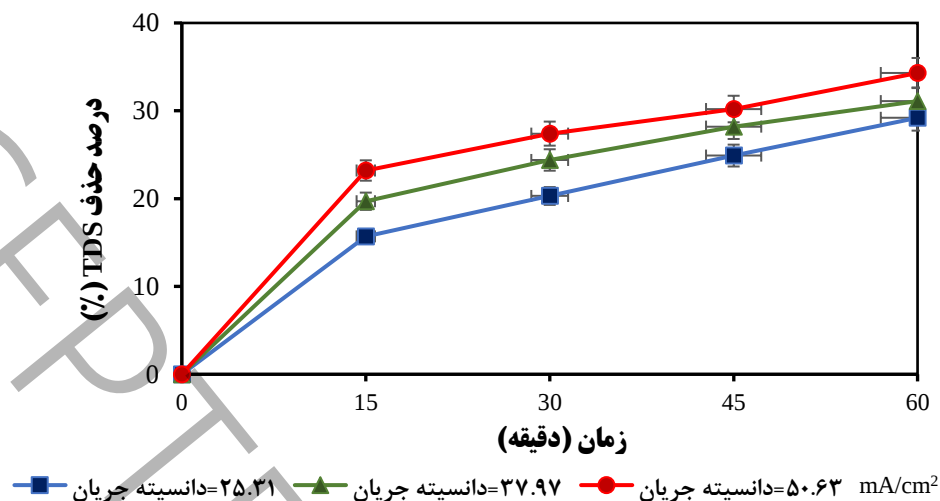
به منظور تعیین بهینه دانسیته جریان الکتریکی، آزمایش‌ها در pH اولیه ۹ و در سه دانسیته جریان الکتریکی ۲۵/۳۱، ۳۷/۹۷ و ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع انجام شدند که نتایج مربوط به راندمان حذف COD، TDS و TSS در شکل ۵ ارائه شده است. همان‌طور که در شکل ۵-الف مشاهده می‌شود با افزایش دانسیته جریان الکتریکی از ۲۵/۳۱ به ۳۷/۹۷ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع راندمان حذف COD افزایش ۱۰/۶ درصدی داشته و به ۳۴/۳٪ رسیده است که علت این امر افزایش میزان یون فلز آلومینیوم و یون هیدروکسید وارد شده به محلول می‌باشد. این در حالی است که افزایش دانسیته جریان الکتریکی از ۳۷/۹۷ به ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع راندمان حذف COD را ۳/۵٪ افزایش داده است که درصد کمی افزایش یافته است، علت آن می‌تواند به دلیل انجام واکنش‌های جانبی مانند احیای اکسیژن

باشد. همچنین در شکل ۵-ب درصد حذف TDS نشان داده شده است که با افزایش دانسیته جریان میزان حذف TDS افزایش می‌یابد که بیشترین میزان حذف TDS مربوط به دانسیته جریان $50/63$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع در $pH=9$ و مدت‌زمان ۶۰ دقیقه به مقدار $34/3\%$ می‌باشد. شکل ۵-ج میزان حذف TSS را نشان می‌دهد. با توجه به شکل مشخص است که با افزایش زمان و دانسیته جریان درصد حذف TSS افزایش می‌یابد به گونه‌ای که در مدت‌زمان ۱۵ دقیقه و در دانسیته جریان $50/63$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع میزان حذف TSS $23/2\%$ می‌باشد در حال که در همین شرایط و در مدت‌زمان ۶۰ دقیقه میزان حذف TSS افزایش ۱۱ درصدی داشته است. از این‌رو بیشترین میزان حذف TSS مربوط به دانسیته جریان $50/63$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، مدت‌زمان ۶۰ دقیقه و $pH=9$ به میزان $40/2\%$ می‌باشد. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که بهینه‌ترین حالت در $pH=9$ ، در مدت‌زمان ۶۰ دقیقه و دانسیته جریان $50/63$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع رخ می‌دهد. یافته‌های این پژوهش با نتایج مطالعه‌ی Mehralian و همکاران (۲۰۲۳) مطابقت دارد. آنان در طراحی و ارزیابی راکتور جریان پیوسته‌ی انعقاد الکتریکی برای تصفیه‌ی شیرابه نشان دادند که افزایش دانسیته جریان تا حدود ۶۰ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع سبب افزایش قابل‌توجه در حذف COD و TSS می‌شود، در حالی که در شدت‌های بالاتر به دلیل واکنش‌های جانبی و کاهش پایداری لخته‌ها، راندمان کاهش می‌یابد [۱۳].

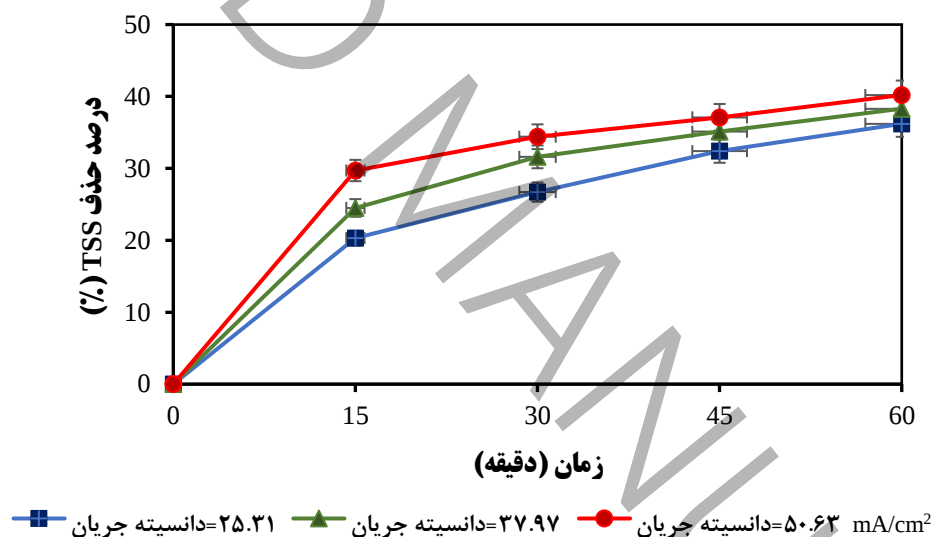
در طی واکنش انعقاد الکتریکی زمان واکنش عبارت است از مدت‌زمان اعمال پتانسیل الکتریکی مورد نظر که منجر به برقراری شدت جریان در مدار الکتریکی می‌شود. افزایش زمان الکترولیز نیز مطابق قانون فارادی باعث افزایش مقدار یون‌های فلزی و هیدروکسید تولید شده در آند و کاتد می‌شود، در نتیجه غلظت هیدروکسید فلزی افزایش می‌یابد و راندمان حذف بالا می‌رود. ولی معمولاً افزایش راندمان تصفیه در اثر افزایش زمان مانند نسبت خطی نداشته و این میزان پس از طی زمانی مشخص دیگر منجر به افزایش قابل‌توجهی در راندمان تصفیه نمی‌گردد و در نتیجه افزایش زمان از لحاظ اقتصادی دیگر مقرون به صرفه نیست و زمان واکنش به پایان می‌رسد. همان‌طور که انتظار می‌رفت در این مطالعه نیز با گذشت زمان راندمان حذف COD، TDS و TSS افزایش یافت و بالاترین راندمان حذف در زمان ۶۰ دقیقه و دانسیته جریان $50/63$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع بود.



الف



ب



ج

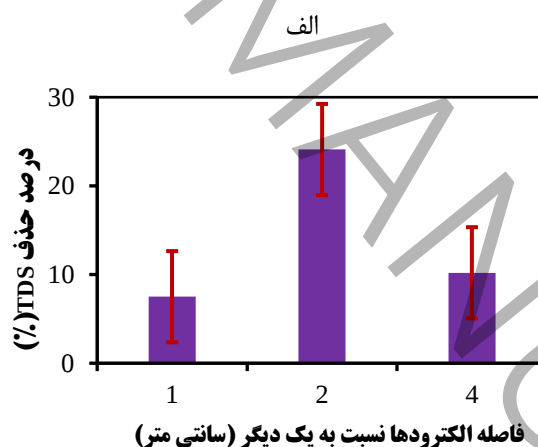
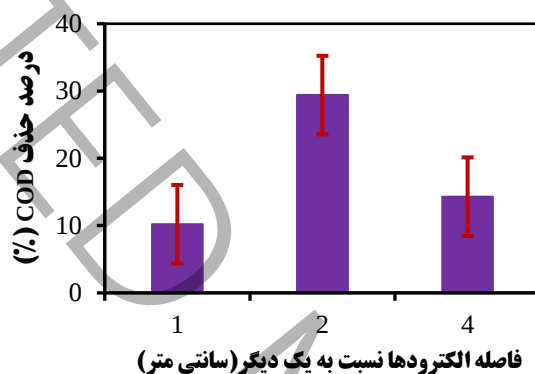
شکل ۵: تأثیر دانسیته جریان بر کارایی فرایند: الف) درصد حذف COD ب) درصد حذف TDS ج) درصد حذف TSS (مقادیر به صورت میانگین $\pm$ انحراف معیار ($n=2$) گزارش شده‌اند و میله‌های خطا نشان‌دهنده $\pm SD$ هستند)

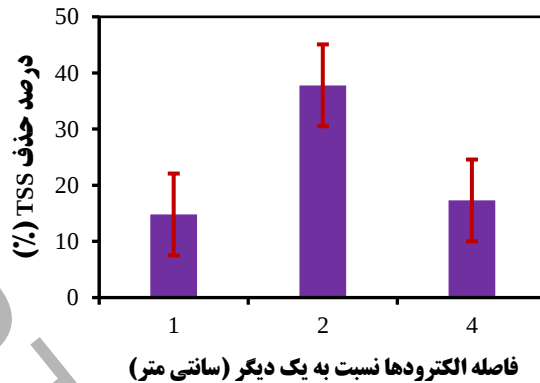
Fig. 5: Effect of flow density on process efficiency: a) COD removal percentage b) TDS removal percentage c) TSS removal percentage (Values are reported as mean $\pm$ standard deviation ($2n=$) and error bars indicate $\pm SD$)

۳-۳- تأثیر فاصله الکترود از یکدیگر بر فرایند انعقاد الکتریکی

فضای بین الکترودها یکی از عوامل مؤثر بر کارایی فرایند می‌باشد. در این پژوهش اثر فاصله الکترود به صورت تک متغیر بررسی و سایر پارامترها (دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع، pH برابر ۹ و زمان ماند ۶۰ دقیقه) ثابت در نظر گرفته شدند. در شکل ۶ اثر فاصله الکترود در بازده حذف COD، TDS و TSS ارائه شده است. نتایج نشان داد با کاهش بیش از حد فاصله الکترودها، راندمان حذف

COD، TDS و TSS به طور چشمگیری کاهش می‌یابد. با تغییر فاصله از ۲ تا ۱ سانتی‌متر، بازده حذف COD، TDS و TSS حدود ۱۹٪، ۱۷٪ و ۲۳٪ کاهش می‌یابد. همچنین با افزایش بیش از حد فاصله کارایی حذف آلاینده‌ها کاهش می‌یابد. در حقیقت با افزایش فاصله الکترود میزان مصرف انرژی زیاد می‌شود. از طرف دیگر، کاهش بیش از حد فاصله باعث افزایش مقاومت الکتریکی و سطح الکترود غیرفعال‌تر می‌گردد. همان‌طور که در شکل ۶ مشاهده می‌گردد با افزایش فاصله الکترودها از ۲ به ۴ سانتی‌متر درصد حذف COD، TDS و TSS به ترتیب حدود ۱۵٪، ۱۴٪ و ۲۰/۵٪ کاهش می‌یابد. در مطالعه‌ای که ترابی نژاد و همکاران بر حذف هم‌زمان نیترات و فسفات از آب توسط انعقاد الکتریکی انجام دادند، بهترین فاصله در راندمان حذف فسفات و نیترات ۲ سانتی‌متر و راندمان حذف فسفات و نیترات در مدت‌زمان ۴۰ دقیقه، pH برابر ۶ و دانسیته جریان ۲۲/۵ آمپر بر مترمربع به میزان ۷۸ و ۹۳/۸ درصد به دست آمد [۲۲].





ج

شکل ۶: تأثیر فاصله الکترود از یکدیگر بر کارایی فرایند: الف) درصد حذف COD ب) درصد حذف TDS ج) درصد حذف TSS (مقادیر به صورت میانگین $\pm$ انحراف معیار ($n=2$) گزارش شده‌اند و میله‌های خطا نشان‌دهنده $\pm SD$ هستند)

Fig. 6: Effect of electrode spacing on process efficiency: a) COD removal percentage b) TDS removal percentage c) TSS removal percentage (values are reported as mean $\pm$ standard deviation ($n=2$) and error bars indicate $\pm SD$)

۳-۴- عملکرد فرایند در شرایط بهینه

به منظور ارائه مقادیر مطلق علاوه بر درصد حذف، غلظت‌های اولیه و نهایی آلاینده‌ها در شرایط بهینه استخراج و گزارش شد. شرایط بهینه شامل pH برابر ۹، دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، زمان ماند ۶۰ دقیقه و فاصله الکترود ۲ سانتی‌متر بود. در این شرایط، COD از ۴۷۴۰۰ به ۲۹۴۸۲ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافت (حذف ۳۷/۸٪). همچنین TDS از ۲۳۴۰۰ به ۱۵۳۷۳ میلی‌گرم بر لیتر رسید (حذف ۳۴/۳٪) و TSS از ۹۰۰۲ به ۵۳۸۳ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافت (حذف ۴۰/۲٪).

۳-۵- ارزیابی حذف فلزات سنگین در فرایند انعقاد الکتریکی

میزان درصد حذف فلزات سنگین سرب، روی، کرم و آهن در فاضلاب شیرابه خام بعد از انجام فرایند انعقاد الکتریکی ($pH=9$) و دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع و مدت زمان ۶۰ دقیقه) در شرایط بهینه به روش آنچه که قبلاً توضیح داده شد مطابق جدول ۴ به دست آمد. در شکل ۷ درصد حذف فلزات سنگین نشان داده شده است، همان‌طور که مشاهده می‌شود بیشترین درصد حذف مربوط به کرم با ۴۳/۷۵٪، سرب، روی و آهن به ترتیب ۴۱/۴۳٪، ۳۷/۵٪ و ۲۷/۲۳٪ می‌باشد. انجام فرایند انعقاد الکتریکی سبب تشکیل فلوک درشت‌تر و ته‌نشینی بهتر می‌گردد، و بدین طریق باعث حذف فلزات سنگین می‌شود. در مطالعه‌ای که Aljaberi و همکاران در سال ۲۰۲۳ بر حذف فلزات سنگین از فاضلاب مصنوعی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی انجام دادند منجر به حذف ۹۹/۷۳٪ سرب، ۹۸/۵۴٪ کادمیوم و ۹۸/۹۲٪ مس در شرایط بهینه $pH=10$ ، شدت جریان اعمالی ۱/۴ آمپر و مدت زمان ۶۰ دقیقه گردید [۲۳].

جدول ۴: مشخصات فلزات سنگین شیرابه محل دفن کهریزک بعد از تصفیه در فرایند انعقاد الکتریکی

Table 4: Characteristics of heavy metals in the Kahrizak landfill leachate after treatment in the electrocoagulation process

پارامتر	غلظت اولیه	غلظت نهایی بعد از تصفیه
سرب (mg/L)	۱/۴	۰/۸۲
کرم (mg/L)	۲/۸	۱/۷۵
روی (mg/L)	۱/۶	۰/۹
آهن (mg/L)	۲/۳۵	۱/۷۱

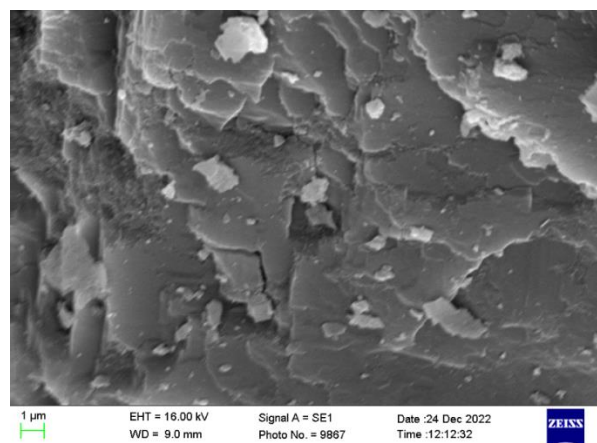
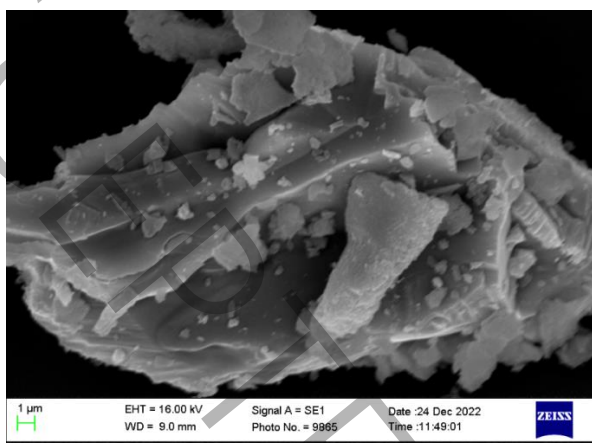


شکل ۷: درصد حذف فلزات سنگین بعد از تصفیه در فرایند انعقاد الکتریکی (مقادیر به صورت میانگین $\pm$ انحراف معیار ($n=2$) گزارش شده‌اند و میله‌های خطا نشان‌دهنده $\pm SD$ هستند).

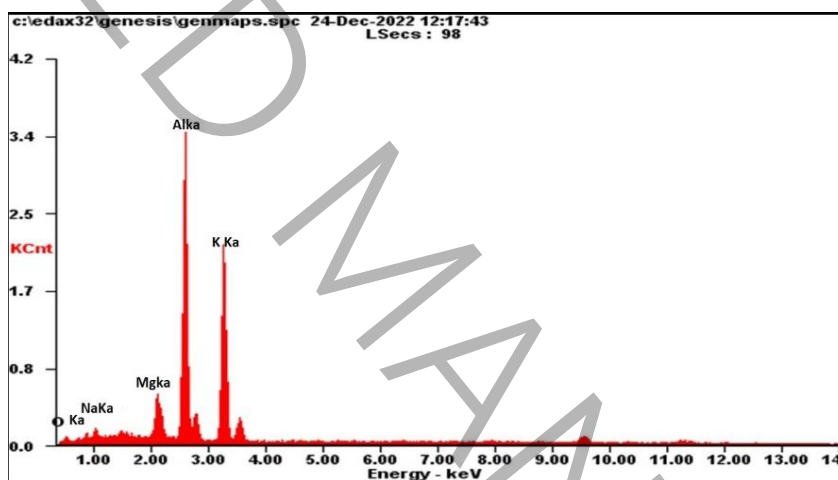
Fig. 7: Percentage removal of heavy metals after treatment in the electrocoagulation process (Values are reported as mean $\pm$ standard deviation ($n=2$) and error bars indicate $\pm SD$)

۳-۶- آنالیز مورفولوژی و ساختار لجن به دست آمده از شیرابه تصفیه شده

جهت مطالعه، آزمایش و آنالیز مورفولوژی و ساختار سطحی لجن و شناسایی ترکیبات شیمیایی از میکروسکوپ الکترونی روبشی یا SEM استفاده شد. همچنین از آنالیز EDX (طیف‌سنجی پراش انرژی پرتو ایکس)، که یک افزونه در دستگاه‌های SEM است برای تشخیص درصد عناصر در نمونه‌های جامد استفاده گردید. لجن تولیدی طی فرایند انعقاد الکتریکی تحت شرایط بهینه $pH=9$ ، دانسیته جریان $50/63$ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع، مدت زمان ۶۰ دقیقه و فاصله ۲ سانتی‌متری الکترودها نسبت به یکدیگر بررسی شد که نتایج آن در شکل ۸ نشان داده شده است. لجن تولیدی در طی فرایند انعقاد الکتریکی به صورت شناور در سطح تشکیل می‌شود. برای جداسازی لجن، آن را از صافی عبور داده و به مدت ۱۶ ساعت در دمای 10.5 درجه سلسیوس در آن گذاشته تا خشک گردد. لجن تولید شده در فرایند انعقاد الکتریکی حاوی طیف گسترده‌ای از عناصر اصلی می‌باشد. در نمونه به دست آمده اکسیژن، آلومینیوم، کربن، سدیم، منیزیم و پتاسیم مشاهده گردید. درصد وزنی آلومینیوم در لجن باقی‌مانده نشان‌دهنده مصرف شدن فلز آند و تشکیل هیدروکسید آلومینیوم و ته‌نشین شدت آن است. در شکل ۸-الف ساختار لجن در ابعاد میکروسکوپی نشان داده شده است. همچنین، در شکل ۸-ب آنالیز EDX به همراه ترکیبات و مشخصات عناصر شناسایی شده نمایش داده شده است.



الف



ب

شکل ۸: الف) تصویر SEM و ب) تجزیه و تحلیل EDX لجن تولید شده از شیرابه تصفیه شده
Fig. 8: a) SEM image and b) EDX analysis of sludge produced from treated leachate

۷-۳- کمی سازی و مدیریت لجن تولیدی

به منظور ارزیابی عملی بودن فرایند انعقاد الکتریکی، کمیت و نحوه مدیریت لجن تولیدی مورد بررسی قرار گرفت. مقدار لجن تولیدی در فرایند انعقاد الکتریکی ارتباط مستقیمی با میزان انحلال آند آلومینیومی دارد. بر این اساس، مقدار لجن خشک تولیدی بر مبنای جرم آلومینیوم مصرف شده برآورد شد. در شرایط بهینه عملیاتی، با توجه به مصرف الکترو د آلومینیومی معادل $3/36 \text{ g/L}$ ، مقدار لجن خشک تولیدی نیز در همین مرتبه بزرگی برآورد می شود. نتایج آنالیز EDX لجن تولیدی نشان دهنده حضور غالب عناصر Al و O به همراه مقادیر کمتری از عناصر C، Fe، Zn و Pb بود که بیانگر نقش مکانیزم های انعقاد، جذب سطحی و هم رسوبی در حذف آلاینده ها است. با توجه به حضور فلزات سنگین در لجن تولیدی، دفع مستقیم آن بدون پایدارسازی توصیه نمی شود. روش هایی مانند تثبیت یا جامدسازی می تواند به عنوان گزینه ای مناسب برای مدیریت لجن در نظر گرفته شود [۲۴].

۳-۸- ارزیابی انطباق با استانداردها و کاربردپذیری فرآیند

به منظور ارزیابی قابلیت کاربرد نتایج، کیفیت پساب تصفیه شده با حدود مجاز تخلیه پساب های صنعتی و معیارهای متداول بازچرخانی مقایسه شد. در این مقایسه، حدود مجاز مربوط به تخلیه به آب های سطحی/محیط زیست و نیز معیارهای رایج بازچرخانی صنعتی مدنظر قرار گرفت. نتایج نشان داد که اگرچه فرایند انعقاد الکتریکی موجب کاهش مشهود COD، TDS، TSS و فلزات سنگین گردید، اما با توجه به غلظت بالای اولیه شیرابه، مقادیر نهایی برخی پارامترها همچنان بالاتر از حدود مجاز تخلیه مستقیم به محیط زیست قرار دارند. بر این اساس، پساب خروجی در شرایط بهینه عملیاتی قابل تخلیه مستقیم نبوده و نیازمند تصفیه تکمیلی (نظیر فرایندهای بیولوژیکی، اکسیداسیون پیشرفته یا فرایندهای غشایی) می باشد. با این حال، فرایند انعقاد الکتریکی می تواند به عنوان مرحله پیش تصفیه مؤثر جهت کاهش بار آلودگی و بهبود عملکرد فرایندهای پایین دست مورد استفاده قرار گیرد. از منظر عملی، مصرف انرژی و الکتروود در این مطالعه در محدوده گزارش شده برای شیرابه های با غلظت بالا قرار داشته و نشان می دهد که کاربرد این فرایند در مقیاس بزرگ نیازمند بهینه سازی شرایط عملیاتی و ترکیب با سایر فرایندها است. محدودیت هایی نظیر تولید لجن، مصرف الکتروود و نیاز به کنترل pH از جمله چالش های اصلی در کاربرد میدانی این فرایند محسوب می شوند. با این وجود، سادگی سامانه، زمان واکنش کوتاه و کارایی مناسب در حذف آلاینده ها، انعقاد الکتریکی را به گزینه ای قابل توجه برای پیش تصفیه شیرابه تبدیل می کند. بنابراین، انعقاد الکتریکی در این مطالعه به عنوان پیش تصفیه توصیه می شود و تصمیم گیری برای تخلیه/بازچرخانی نهایی مستلزم اجرای تصفیه پیشرفته مناسب و پایش شاخص های تکمیلی است.

۳-۹- محاسبه مصرف انرژی الکتریکی در فرایند انعقاد الکتریکی

مصرف انرژی الکتریکی در فرایند انعقاد الکتریکی بر اساس ولتاژ اعمالی، شدت جریان و زمان واکنش و مطابق رابطه (۱) محاسبه گردید:

$$E(KWh\ m^{-3}) = \frac{U \times I \times t}{V} \quad (1)$$

که در آن E مصرف انرژی الکتریکی بر حسب کیلووات ساعت بر مترمکعب پساب تصفیه شده، U ولتاژ اعمالی (ولت)، I شدت جریان (آمپر)، t زمان واکنش (ساعت) و V حجم نمونه تصفیه شده (مترمکعب) می باشد [۲۵]. بر اساس شرایط بهینه عملیاتی شامل دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی آمپر بر سانتی متر مربع، pH برابر با ۹، زمان واکنش ۶۰ دقیقه و حجم نمونه ۴۰۰ میلی لیتر و با در نظر گرفتن ولتاژ اعمالی ثبت شده تا ۱۵ ولت، مقدار انرژی الکتریکی مصرفی حدود ۱۵۰ کیلووات ساعت بر مترمکعب پساب تصفیه شده برآورد گردید.

به منظور ارزیابی شدت مصرف انرژی نسبت به جرم آلاینده حذف شده، شاخص انرژی ویژه (EE) نیز مطابق رابطه (۲) محاسبه گردید:

$$EE(kWh\ kg^{-1}\ removed) = \frac{U \times I \times t}{V \times (C_0 - C_t)} \quad (2)$$

در این رابطه، EE: میزان مصرف انرژی الکتریکی به ازای هر کیلوگرم ماده ای حذف شده، C_0 و C_t : به ترتیب غلظت اولیه و نهایی آلاینده (g/L) و سایر پارامترها مطابق رابطه (۱) تعریف می شوند [۲۵]. در شرایط بهینه، مقدار انرژی ویژه مصرفی حدود ۵/۲۶ کیلووات ساعت به ازای هر کیلوگرم COD حذف شده به دست آمد.

مصرف الکتروود آلومینیومی نیز بر اساس قانون فاراده و مطابق رابطه (۳) محاسبه گردید:

$$m = \frac{I \times t \times M}{z \times F} \quad (3)$$

که در آن m جرم آلومینیوم مصرف شده (گرم)، M جرم مولی آلومینیوم (۲۶/۹۸ g/mol)، z تعداد الکترون های مبادله شده (برای آلومینیوم برابر با ۳) و F ثابت فاراده (۹۶۴۸۵ C/mol) می باشد. مقدار مصرف الکتروود به صورت جرم آلومینیوم مصرف شده بر واحد حجم پساب تصفیه شده گزارش شد. بر این اساس، مصرف الکتروود آلومینیومی در شرایط بهینه حدود ۳/۳۶ گرم بر لیتر (معادل ۳۳۵۵ گرم بر مترمکعب) محاسبه گردید.

مقادیر مصرف انرژی و مصرف الکتروود به دست آمده در این مطالعه با توجه به ماهیت بسیار غلیظ شیرابه مورد بررسی، در بازه گزارش شده در مطالعات مشابه قرار داشته و نشان می دهد که فرایند انعقاد الکتریکی می تواند به عنوان یک گزینه مؤثر برای کاهش بار آلودگی شیرابه مورد استفاده قرار گیرد.

۵- نتیجه گیری

فرایند انعقاد الکتریکی به دلیل سادگی تجهیزات، راندمان مناسب و عدم نیاز به مواد شیمیایی افزوده، می تواند به عنوان یکی از روش های مؤثر در تصفیه شیرابه مراکز دفن زباله مورد استفاده قرار گیرد. در این پژوهش، تأثیر پارامترهای مختلف شامل pH، دانسیته جریان، زمان واکنش و فاصله بین الکترودها بر حذف آلاینده های شیرابه ی مرکز دفن کهریزک مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که با افزایش pH از حالت اسیدی به قلیایی، راندمان حذف آلاینده ها افزایش یافته و در pH برابر با ۹، به دلیل تشکیل ترکیبات $Al(OH)_3^+$ با قابلیت لخته سازی بالا، بالاترین میزان حذف به دست آمد. افزایش دانسیته جریان از ۲۵/۳۱ به ۵۰/۶۳ میلی آمپر بر سانتی متر مربع سبب افزایش راندمان حذف COD، TDS و TSS شد که علت آن افزایش یون های آلومینیوم و گونه های هیدروکسیدی تولیدی در محلول است. همچنین با افزایش زمان واکنش تا ۶۰ دقیقه، راندمان حذف به طور قابل توجهی بهبود یافت و پس از آن افزایش زمان تأثیر چشمگیری بر بهبود فرایند نداشت. بررسی فاصله بین الکترودها نیز نشان داد که فاصله ی ۲ سانتی متر به عنوان شرایط بهینه، بیشترین بازده حذف و کمترین مصرف انرژی را فراهم می کند.

در شرایط بهینه ی عملیاتی (pH=۹، دانسیته ی جریان ۵۰/۶۳ میلی آمپر بر سانتی متر مربع، زمان ۶۰ دقیقه و فاصله ی الکترودها ۲ سانتی متر)، راندمان حذف COD برابر با ۳۷/۸ محاسبه شد. نتایج حاصل نشان می دهد که فرایند انعقاد الکتریکی می تواند به عنوان روشی کارا و نسبتاً کم هزینه برای پیش تصفیه شیرابه و کاهش بار آلودگی آن پیش از ورود به مراحل تصفیه ی تکمیلی مورد استفاده قرار گیرد. علاوه بر این، بررسی رفتار فلزات سنگین نشان داد که فرایند انعقاد الکتریکی در شرایط بهینه توانسته است غلظت کروم، سرب، روی و آهن موجود در شیرابه را به ترتیب حدود ۴۳/۷۵٪، ۴۱/۴۳٪، ۳۷/۵٪ و ۲۷/۲۳٪ کاهش دهد که بیانگر کارایی مناسب این فرایند در کاهش هم زمان آلاینده های آلی و فلزی است. از منظر بهره برداری، مصرف انرژی الکتریکی متناظر با این شرایط حدود ۱۵۰ کیلو وات ساعت بر مترمکعب پساب تصفیه شده و مصرف الکتروود آلومینیومی حدود ۳/۳۶ g/L برآورد گردید که در بازه ی مقادیر گزارش شده برای شیرابه های غلیظ قرار می گیرد و نشان می دهد با بهینه سازی بیشتر پارامترهای عملیاتی و تلفیق این روش با فرایندهای تکمیلی، می توان به سامانه ای پایدار و اقتصادی برای مدیریت شیرابه ی مراکز دفن دست یافت.

تشکر و قدردانی

کلیه آزمایش های مربوط به این تحقیق در آزمایشگاه محیط زیست دانشگاه خوارزمی انجام گرفت. نویسندگان بر خود لازم می دانند از معاونت پژوهشی دانشگاه خوارزمی جهت فراهم کردن محیط آزمایشگاهی و همکاری در مسیر انجام پروژه قدردانی نمایند.

پی نوشت ها

- 1- Total suspended solid
- 2- Chemical Oxygen Demand
- 3- Biochemical oxygen demand
- 4- Total Organic Carbon
- 5- Scanning Electron Microscope
- 6- Energy Dispersive X ray
- 7- Total dissolved solids
- 8- Limits of detection

- [1] D. Marmanis, A. Thysiadou, V. Diamantis, A. Christoforidis, and K. Dermentzis, Performance of Electrocoagulation Processes for the Removal of COD and Ammonia from High Salinity Landfill-leachate using Iron or Aluminum Electrodes, *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 14 (2021): 105–109.
- [2] S. N. Hashimi and H. N. Nagendra, Evaluating Electrocoagulation Techniques for Landfill Leachate Treatment in Urban Storm Water Systems, *International Journal of Latest Technology in Engineering Management & Applied Science*, 14 (2025):1083-1092.
- [3] T. Rookesh, M.R. RSamaei, S.Yousefinejad, H.Hashemi, Z.Derakhshan, F.Abbasi, M.Jalili, S.Giannakis, M. Bilal, Investigating the Electrocoagulation Treatment of Landfill Leachate by Iron/Graphite Electrodes: Process Parameters and Efficacy Assessment. *Water*, 14(2022): 205.
- [4] S. B. Davuluri et al., Innovative electrocoagulation strategies for landfill leachate treatment : Comparative analysis of aluminum and iron electrodes, *Separation Science and Technology*, 59 (2024): 481–493.
- [5] V. Alonso, J. Tejera, D. Hermosilla, A. Gasc, C. Negro, and A. Blanco, Treatment of mature landfill leachate by electrocoagulation followed by Fenton or UVA-LED photo-Fenton processes, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 119 (2021): 33-44.
- [6] A. Channa, M. Ali, R. Bux, and M. Hongtao, Integrated Electrocoagulation and Adsorption Strategy for the Treatment of Fresh Landfill Leachate, *Water, Air, Soil Pollution*, 237 (2026): 1–21.
- [7] C. Genethliou, I. E. Triantaphyllidou, D. Chatzitheodorou, A. G. Tekerlekopoulou, and D. V. Vayenas, Development of Hybrid Systems by Integrating an Adsorption Process with Natural Zeolite and/or Palygorskite into the Electrocoagulation Treatment of Sanitary Landfill Leachate, *Sustainability*, 15 (2023): 8344.
- [8] J. Núñez, J. Larral, M. Roeckel, and K. Fernández, Operational variable effect on the COD removal efficiency using electrocoagulation in landfill leachate treatment, *Environmental Science: Water Research & Technology*, 9 (2023): 781-793.
- [9] S. O. Abu-Nassar, N. Hana, M. Kamal, H. Halim, M. S. Yusoff, and M. J. K. Bashir, Performance and Anode Consumption of Electrocoagulation and Hybrid Electrocoagulation – Ultrasonic Processes for Optimized Landfill Leachate Treatment, *Jordan Journal of Civil Engineering*, 20 (2026): 79–98.
- [10] N. Galvão, J. Beber, D. Souza, C. Magno, and D. S. Vidal, Landfill leachate treatment by electrocoagulation : Effects of current density and electrolysis time, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8 (2020): 1–8.
- [11] A. Kundu, N. Gupta, and A. S. Kalamdhad, Optimization and kinetic analysis of electrocoagulation-assisted adsorption for treatment of young landfill leachate, *Journal of Environmental Management*, 366 (2024): 121779.
- [12] A. Ogedey and E. Oguz, Application of electrocoagulation process for the disposal of COD, NH₃-N and turbidity from the intermediate sanitary landfill leachate, *Environmental Science and Pollution Research*, 31 (2024): 11243–11260.
- [13] M. Mehralian, M. H. Ehrampoush, A. A. Ebrahimi, and A. Dalvand, Development of electrocoagulation-based continuous-flow reactor for leachate treatment: Performance evaluation, energy consumption, modeling, and optimization, *Applied Water Science*, 13 (2023): 1–9.

- [14] S.O.A. Nassar, M.S.Yusoff, H.Halim, N.H.Mokhtar Kamal, M.J.K.Bashir, T.S.B.A.Manan, H.A. Aziz, and A.Mojiri, Ultrasonic (US)-Assisted Electrocoagulation (EC) Process for Oil and Grease (O&G) Removal from Restaurant Wastewater, *Separations*, 10 (2023): 61.
- [15] R. P. Rajesh and M. P. Saravanakumar, A Review on Electrooxidation Treatment of Leachate: Strategies , New Developments , and Prospective Growth, *Nature Environment and Pollution Technology*, 24 (2025).
- [16] EPA Method 410.4: Determination of Chemical Oxygen Demand By Semi-Automated Colorimetry, (1996).
- [17] EPA Method 160.02: Total Suspended Solids (TSS) (Gravimetric, Dried at 103-105°C). (1999).
- [18] EPA Method 160.01: Total Dissolved Solids (TDS) (Gravimetric, Dried at 180°C). (1999).
- [19] Industrial Wastewater Treatment, in *Electrocoagulation: Fundamentals and Applications in Water and Wastewater Treatment*, 1st ed., CRC Press, 2025: 87–105.
- [20] J. Lu, Electrocoagulation Technology: Fundamentals, Design, Main Influencing Factors, and Advanced Enhancement Strategies, in *Management of Water Resources Using Electrochemical Methods*, 1st ed., CRC Press, (2025):157–189.
- [21] S. Souabi and A. Anouzla, Eds., *Landfill Leachate Treatment Techniques*, Springer Water, Springer Cham, (2024).
- [22] S. Torabinejad-yazdi and M. Delnavaz, Simultaneous removal of nitrate and phosphate using aluminum electrode coated by ZnO nanoparticles in electrocoagulation process, *Amirkabir Journal of Civil Engineering*, 54 (2022): 1521–1532. [In persian]
- [23] F. Y. Aljaberi and Z. A. Hawaas, MethodsX Electrocoagulation removal of Pb , Cd , and Cu ions from wastewater using a new configuration of electrodes, *MethodsX*, vol. 10 (2023): 101951.
- [24] S. Agarwal and A. Pratap, Assessment of Toxicity Characteristics in Leachate from the Textile Industry – Based Sludge Using Leachate Pollution Index, *Water, Air, Soil Pollution*, 234 (2023): 1–17.
- [25] Z. Al-qodah, M. Al-shannag, B. Hudaib, and W. Bani-salameh, Case Studies in Chemical and Environmental Engineering Synergy and enhanced performance of combined continuous treatment processes of pre-chemical coagulation (CC) solar-powered electrocoagulation (SAEC), and post-adsorption for Dairy wastewater, *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 11 (2025): 101183.

Optimization of Electrocoagulation for Reducing the Organic Load of Landfill Leachate: A Case Study of the Tehran Kahrizak Landfill

Haniyeh Mehrshad, Mohammad Delnavaz*

Faculty of Engineering, Civil Engineering Department, Kharazmi University, Tehran, Iran

ABSTRACT

The leachate generated at municipal solid-waste landfills contains complex, recalcitrant, and potentially toxic constituents; therefore, it should be treated before discharge to the environment and groundwater. In this study, leachate samples were collected from the Aradkouh waste management complex (Kahrizak, Tehran, Iran) and treated using an electrocoagulation (EC) process. The effects of initial pH (4, 7, and 9), current density (25.31, 37.97, and 50.63 mA/cm²), reaction time (15–60 min), and inter-electrode distance (1, 2, and 4 cm) were evaluated for the removal of chemical oxygen demand (COD), total dissolved solids (TDS), and total suspended solids (TSS). Experiments were conducted in a plexiglass batch reactor equipped with three aluminum electrodes and powered by a direct-current supply. Under the optimum conditions (pH 9, 50.63 mA/cm², 60 min, and 2 cm), removal efficiencies of COD, TDS, and TSS reached 37.8%, 34.3%, and 40.2%, respectively. In addition, concentrations of Cr, Pb, Zn, and Fe were determined in raw and treated leachate using atomic absorption spectrometry, with corresponding removal efficiencies of 43.75%, 41.43%, 37.50%, and 27.23%. Overall, the results indicate that electrocoagulation can serve as an effective pretreatment option for reducing the pollutant load of highly concentrated landfill leachate.

KEYWORDS

Landfill leachate, Electrocoagulation, Current density, Heavy metals, Aluminum electrode

* delnavaz@khu.ac.ir