

Original article

Efficiency of the Electrocoagulation Process with Iron and Aluminum Electrodes Regarding the Removal of Cefazolin Antibiotics from the Hospital Wastewater

Yahya Esfandiari¹

Keyvan Saeb^{2*}

Ahmad Tavana³

Aptin Tavvard³

Farid Gholamreza Fahimi³

- 1- PhD Student, Faculty of Environment, Islamic Azad University, Tonekabon Branch, Iran
- 2- Associate Professor, Faculty of Environment, Islamic Azad University, Tonekabon Branch, Iran
- 3- Assistant Professor, Faculty of Environment, Islamic Azad University, Tonekabon Branch, Iran

*Corresponding author: Keivan Saeb, Faculty of Environment, Islamic Azad University, Tonekabon Branch, Iran

Email: Keivansaeb@Gmail.com

Received: 05 April 2020

Accepted: 24 May 2020

ABSTRACT

Introduction and purpose: One of the problems of hospital effluents is the presence of drug residues, including antibiotics, which if not completely eliminated, will be diverted to water resources and lead to health and environmental problems.

Therefore, the present study aimed to investigate the efficacy of the electrocoagulation process with iron and aluminum electrodes in the removal of cefazolin antibiotics from the hospital wastewater.

Methods: To determine the quality of the sewage, 12 samples were taken from the hospital for one year. The trials were repeated 3 times with different pH values, voltages, and at different contact times. Finally, the concentration of cefazolin was determined using an HPLC device. Other related qualitative parameters were tested based on the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

Results: Based on the results, the removal efficiency of total solids, chemical oxygen demand, and cefazolin, at optimal conditions (pH=7, voltage=30V and contact time=30 min) were 69.49%, 79.49%, and 86.67%, respectively. The three-way ANOVA indicated that variations in pH, voltage, and contact time have a significant relationship with the process efficiency ($P < 0.05$).

Conclusion: According to the findings, it can be concluded that the simultaneous electrocoagulation process with iron and aluminum electrodes is able to satisfactorily filtrate hospital wastewater.

Keywords: Antibiotic, Cefazolin, Coagulation, Hospital wastewater, Wastewater treatment

► **Citation:** Esfandiari Y, Saeb K, Tavana A, Tavvard A, Gholamreza Fahimi F. Efficiency of the Electrocoagulation Process with Iron and Aluminum Electrodes Regarding the Removal of Cefazolin Antibiotics from the Hospital Wastewater. Journal of Health Research in Community. Spring 2020;6(1): 14-24.

مقاله پژوهشی

کارایی فرایند انعقاد الکتریکی با الکتروود آهن و آلومینیوم در حذف آنتی بیوتیک سفازولین از فاضلاب واقعی بیمارستان

چکیده

یحیی اسفندیاری^۱
کیوان صائب^{۲*}
احمد توانا^۳
آپتین رهنورد^۳
فرید غلامرضا فهیمی^۳

مقدمه و هدف: یکی از مشکلات پساب‌های بیمارستانی، وجود باقی‌مانده‌های دارویی از جمله آنتی‌بیوتیک‌هاست که در صورت حذف نشدن کامل، به منابع آبی راه می‌یابد و مشکلات بهداشتی و زیست‌محیطی به همراه خواهد داشت. هدف از این مطالعه بررسی کارایی انعقاد الکتریکی با الکتروود آهن و آلومینیوم در حذف آنتی‌بیوتیک سفازولین از فاضلاب واقعی بیمارستان است.

روش کار: برای تعیین کیفیت فاضلاب، در طول یک سال ۱۲ نمونه از بیمارستان گرفته شده است. آزمایش‌ها با سه تکرار در سه pH، سه ولتاژ و سه زمان تماس بررسی شدند. غلظت سفازولین با استفاده از دستگاه HPLC تعیین شد. دیگر پارامترهای کیفی مرتبط بر اساس کتاب روش‌های استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب انجام شد.

یافته‌ها: نتایج نشان داد در شرایط بهینه، راندمان حذف جامدات کل، COD و سفازولین در pH بهینه برابر با ۷ و ولتاژ بهینه ۳۰ و زمان تماس بهینه ۳۰ دقیقه، به ترتیب ۶۹/۴۹، ۷۹/۴۲ و ۶۷، ۸۶ درصد است. آزمون آماری آن‌ها بر اساس تحلیل واریانس سه‌طرفه نشان داد تغییرات pH، ولتاژ و زمان تماس بر کارایی فرایند اختلاف معنی‌دار دارد ($P < 0.05$).

نتیجه‌گیری: فرایند هم‌زمان الکتروکواگولاسیون با الکتروودهای آهن و آلومینیوم قادر است فاضلاب بیمارستانی را به‌طور رضایت‌بخشی تصفیه کند.

کلمات کلیدی: آلومینیوم، آنتی‌بیوتیک، آهن، بیمارستان، پساب، سفازولین، کواگولاسیون

۱. دانشجوی دکتری تخصصی (PhD)، دانشکده محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تنکابن، ایران
۲. دانشیار، دانشکده محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تنکابن، ایران
۳. استادیار، دانشکده محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تنکابن، ایران

* نویسنده مسئول: کیوان صائب، دانشکده محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تنکابن، ایران

Email: Keivansab@Gmail.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۱/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۳/۰۴

◀ **استناد:** اسفندیاری، یحیی؛ صائب، کیوان؛ توانا، احمد؛ رهنورد، آپتین؛ غلامرضا فهیمی، فرید. کارایی فرایند انعقاد الکتریکی با الکتروود آهن و آلومینیوم در حذف آنتی‌بیوتیک سفازولین از فاضلاب واقعی بیمارستان. مجله تحقیقات سلامت در جامعه، بهار ۱۳۹۹؛ ۶(۱): ۲۴-۱۴.

مقدمه

وجود ترکیبات و باقی‌مانده‌های دارویی در محیط و منابع آبی به دلیل پایداری و تجزیه‌نشدن آن‌ها مسئله مهمی در محیط‌زیست

است [۱،۲]. آنتی‌بیوتیک‌ها به‌همراه فاضلاب‌های خانگی، پساب صنایع دارویی، فاضلاب‌های بیمارستانی، درمانگاه‌های دام‌پزشکی، محصولات کشاورزی و حوض‌های پرورش ماهی به‌طور قابل‌توجهی وارد منابع آب و محیط‌زیست می‌شود [۳]. بیش از ۸۰ نوع از ترکیبات دارویی و متابولیت‌های به‌دست‌آمده از مصرف داروهای گوناگون در محیط آبی مشاهده شده است که بر اساس وجود حلقه بتالاکتامی به دو دسته بتالاکتامی و غیربتالاکتامی تقسیم می‌شوند [۴-۶]. سالانه حدود ۱۰۰ هزار تا ۲۰۰ هزار تن آنتی‌بیوتیک در جهان مصرف می‌شود که حدود ۱۵ درصد از مصرف کل داروهاست [۷،۸]. ۵۰ تا ۷۰ درصد از آنتی‌بیوتیک‌های کلیدی مصرفی جهان را سفالوسپورین‌ها تشکیل می‌دهند [۹]. به عبارتی دیگر، سالانه در بهترین شرایط ۳۰ هزار تن و در بدترین شرایط ۱۸۰ هزار تن آنتی‌بیوتیک وارد محیط‌زیست می‌شود [۱۰]. معمولاً باقی‌مانده این مواد دارویی پس از استفاده و بعد از هضم و متابولیسم در بدن، همراه با متابولیت‌های آن‌ها از طریق ادرار و مدفوع به محیط پذیرنده وارد می‌شود و به دلیل اثر تجمعی می‌تواند خطر بالقوه‌ای برای اکوسیستم‌های آبی و میکروارگانیسم‌های موجود در آن تلقی شود [۹،۱۱]. آنتی‌بیوتیک‌ها از پرمصرف‌ترین اقلام دارویی هستند که برای درمان بیماری‌های عفونی مربوط به باکتری‌های گرم مثبت و منفی استفاده می‌شوند. متأسفانه با مصرف بسیار زیاد و غیرمنطقی، شاهد پدیده مقاومت باکتریایی (Bacteria resistance) هستیم [۱۲].

مقاومت باکتریایی هر ساله باعث مرگ حداقل ۱۸ هزار نفر در آمریکا و ۲۵ هزار نفر در اروپا می‌شود [۱۳]. حضور آنتی‌بیوتیک‌ها منجر به تاثیر بر روی پاتوژن‌های غیرهدف، تغییر ساختار جلبک‌های آبی، مداخله در فتوسنتز و ناهنجاری‌های ظاهری در گیاهان می‌شود [۱۴،۱۵]. همچنین مقاومت باکتریایی سبب افزایش خطر آلرژی در حیوانات و انسان‌ها می‌شود [۱۶-۱۸]. بیش از ۹۰ درصد از آنتی‌بیوتیک مصرفی بدون هیچ تغییری از بدن انسان دفع و به‌عنوان کود مایع یا لجن فاضلاب به‌عنوان

بارورکننده استفاده می‌شود و به محیط‌های خاکی، آبی و زنجیره غذایی راه می‌یابد [۱۹]. مصرف نادرست و خودسرانه داروها خصوصاً آنتی‌بیوتیک‌ها موجب شده است ایران در ردیف ۲۰ کشور اول مصرف‌کننده آنتی‌بیوتیک قرار گیرد [۲۰].

Brotzu در سال ۱۹۴۸ سفازولین را کشف کرد. سفازولین از سال ۱۹۷۰ به‌عنوان نوعی آنتی‌بیوتیک نیمه‌مصنوعی β -لاکتام از نسل اول به بازار عرضه شد و بیشتر به‌عنوان داروی پیشگیری قبل و بعد از جراحی استفاده می‌شود و میزان عفونت را کاهش می‌دهد [۲۱]. سفازولین نوعی باکتریوسید از خانواده سفالوسپورین‌هاست که مانع ساخت دیواره سلولی باکتری و موجب مرگ باکتری‌ها می‌شود. همچنین در درمان عفونت‌های متعدد ریه، پوست، استخوان، مفصل، خون، دریچه‌های قلب و دستگاه ادراری استفاده می‌شود. سفازولین نیمه عمر ۱/۲ تا ۲/۲ ساعت دارد و از طریق کلیه و ادرار دفع می‌شود [۲۲].

باکتری‌های موجود در محیط‌های آبی به‌مرور نسبت به آنتی‌بیوتیک‌های موجود در محیط مقاوم می‌شوند و می‌توانند این رفتار را از طریق پلاسمیدهای سلولی به سایر باکتری‌ها انتقال دهند [۲۳، ۲۴]. غلظت آنتی‌بیوتیک‌ها در فاضلاب‌های بیمارستانی و شهری در محدوده ۰/۳ تا ۲۰۰ میکروگرم در لیتر و بیشتر قرار دارد [۲۵]. فرایندهای متعارف تصفیه آب و فاضلاب قادر به تجزیه و حذف مواد آنتی‌بیوتیکی در فاضلاب نیستند [۲۶].

تاکنون از روش‌های مختلفی همچون جذب با کربن فعال، اسمز معکوس، عریان‌سازی با هوا و روش‌های بیولوژیکی برای حذف این ترکیبات دارویی استفاده شده است، اما این روش‌ها آلاینده را از بین نمی‌برند، بلکه فقط آن را از یک فاز به فاز دیگر منتقل می‌کنند [۲۷]. فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOP) روش مناسبی برای تجزیه این ترکیبات است و تاکنون فرایندهای متفاوتی از آن‌ها از قبیل کاربرد فرایندهای کاتالستی، فتوالکتروکاتالیزور، ازن، پراکسید هیدروژن و واکنش‌های فتون و فتوفتون برای حذف آن‌ها از محیط‌های آبی استفاده شده است.

فرایند انعقاد الکتریکی با الکتروود آهن و آلومینیوم را در حذف آنتی‌بیوتیک سفازولین از فاضلاب واقعی بیمارستان امام خمینی ساری بررسی کرده است. شکل ۱ نمودار راکتور انعقاد الکتریکی استفاده شده را نشان می‌دهد [۳۷].

مشخصات قسمت‌های مختلف شکل ۱: ۱- منبع تغذیه (مبدل جریان متناوب به جریان مستقیم)؛ ۲- الکتروود صفحه‌ای آلومینیومی (آهنی) با ابعاد $2 \times 100 \times 120$ میلی‌متر که درون یک مخزن شیشه‌ای قرار گرفته‌اند (هر کدام ۲ عدد). الکتروودها به صورت تک قطبی با آرایش موازی به صورت مستقیم و یک‌درمیان با فاصله ۲۰ میلی‌متر به قطب‌های مثبت و منفی وصل شدند؛ ۳- نگهدارنده صفحه‌های الکتروود از جنس پلیمر فشرده؛ ۴- راکتور شیشه‌ای مکعب مستطیل به ابعاد $11 \times 11 \times 25$ سانتی‌متر

نمونه برداری فاضلاب

نمونه برداری از تصفیه‌خانه فاضلاب بیمارستان ساری به صورت لحظه‌ای و تصادفی و با استفاده از ظروف شیشه‌ای مخصوص درب سمباده‌ای و به روش سیفوناژ انجام شد. pH نمونه‌ها بعد از نمونه برداری با افزودن اسید کلریدریک به کمتر از ۲ رسانده شد و در مجاورت یخ به آزمایشگاه انتقال داده شد. پارامترهای pH، جامدات کل (TS)، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (COD) و

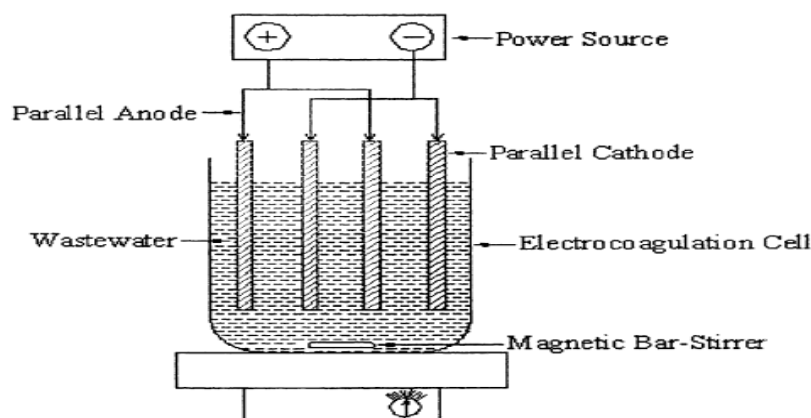
این فرایندها بر اساس تولید رادیکال‌های هیدروکسیل کار می‌کنند و این رادیکال‌ها قادرند ترکیبات آلی را اکسید کنند [۳۰-۲۸]. حضور مداوم آنتی‌بیوتیک‌ها در محیط، زنجیره غذایی، محیط‌های آبی و حتی ساختار ژنتیکی، بعضی از میکروارگانیسم‌های غیرمقاوم را به صورت مستقیم یا غیرمستقیم تغییر می‌دهد و باعث مقاوم شدن آن‌ها می‌شود و پتانسیل اکوسیستم را تغییر می‌دهد [۳۶].

از مشکلات ویژه آنتی‌بیوتیک‌ها، ایجاد اختلال در واحدهای تصفیه بیولوژیکی تصفیه‌خانه‌های شهری است که ناشی از خاصیت ضدباکتریایی این مواد است. معمولاً این داروها جذب لجن فعال و وارد هاضم‌های لجن می‌شوند و می‌توانند نقش ممانعت‌کنندگی در فعالیت تجزیه بیولوژیکی باکتری‌های بی‌هوازی داشته باشند [۳۶].

هدف از این مطالعه بررسی کارایی انعقاد الکتریکی با الکتروود آهن و آلومینیوم در حذف آنتی‌بیوتیک سفازولین از فاضلاب واقعی بیمارستان به‌عنوان یک روش پیشرفته و بدون استفاده از مواد شیمیایی است.

روش کار

این تحقیق یک مطالعه تجربی-کاربردی است که کارایی



شکل ۱: تصویر راکتور استفاده شده

سه طرفه با سطح معناداری $P \leq 0.05$ استفاده شد.

یافته‌ها

جدول ۱ کیفیت فاضلاب خام ورودی به تصفیه‌خانه بیمارستان را نشان می‌دهد. همان‌طور که دیده می‌شود دامنه غلظت سفازولین از ۲۵ تا ۵۸ میکروگرم در لیتر متغیر است.

تأثیر تغییرات pH، ولتاژ و زمان تماس در حذف سفازولین (CFZ) در جدول ۲ تأثیر pH، ولتاژ و زمان واکنش بر حذف سفازولین (CFZ) با الکتروکود گولاسیون آمده است. همان‌طور که در این جدول دیده می‌شود کارایی فرایند pH خنثی بیش از حالت اسیدی و قلیایی است و حداکثر راندمان حذف سفازولین در pH ۷ برابر ۶۷ درصد است. آزمون تحلیل واریانس نشان داد تأثیر مقادیر مختلف هریک از این متغیرها بر میزان حذف سفازولین معنی‌دار است ($P > 0.05$). نمودار ۱ نشان می‌دهد که بیشترین راندمان حذف سفازولین در زمان ۳۰ دقیقه و pH برابر ۷ و ولتاژ ۳۰ با ۸۶ درصد اتفاق افتاده است.

تأثیر تغییرات ولتاژ، زمان و pH بر راندمان حذف COD

در جدول ۳ تأثیر تغییرات pH، ولتاژ و زمان واکنش بر حذف COD با الکتروکود گولاسیون آمده است. همان‌طور که در این جدول دیده می‌شود کارایی فرایند در pH برابر ۷ بیش از pH برابر ۴ و ۹ است و حداکثر راندمان حذف COD در pH برابر ۷ معادل ۸۶ درصد است. همچنین حداکثر کارایی در ولتاژ ۳۰ ولت اتفاق می‌افتد که برابر ۸۶ درصد است. آزمون تحلیل واریانس نشان داد تأثیر مقادیر مختلف هریک از این متغیرها بر میزان حذف COD معنی‌دار است ($P > 0.05$). نمودار ۲ نشان می‌دهد بیشترین راندمان حذف COD در ولتاژ ۳۰، زمان ۳۰ و pH برابر ۷ با ۸۹/۷۶ درصد اتفاق افتاده است.

سفازولین قبل از ورود به پایلوت و پس از اعمال فرایند در راکتور اندازه‌گیری شد. فاکتورهای سنجیده شده فاضلاب در مدت یک سال به صورت فصلی اندازه‌گیری شد. در مجموع ۱۲ نمونه طی یک سال از پساب بیمارستان برداشت و تحلیل شد.

روش انجام فرایند

فرایند انعقاد الکتریکی فاضلاب با الکتروکود آهن و آلومینیوم انجام شد. فرایند در pHهای ۴، ۷ و ۹ و در زمان‌های ۱۰، ۳۰ و ۵۰ دقیقه با ولتاژهای ۱۵، ۳۰ و ۵۰ ولت بررسی شد. هر فرایند با سه تکرار انجام و با توجه به متغیرهای مطالعه شده (pH، ولتاژ و زمان واکنش) مجموعاً ۸۱ آزمایش انجام شد.

روش تحلیل شیمیایی

تمام آزمایش‌ها بر اساس کتاب روش‌های استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب انجام شد. جامدات کل با روش B₂₅₄₀، قلیائیت با روش B₃₂₂₀، اندازه‌گیری COD با روش pH ۵۲۲۰، EC با دستگاه Eutech5500 و pH با دستگاه Aqualytic con200 تعیین شدند (۳۸). میزان سفازولین با دستگاه Knauer HPLC ساخت آلمان با ستون C18 مجهز به UV و فاز متحرک شامل استونیتریل و آب HPLC Grade با نسبت ۳۰ به ۷۰ با جریان ۰/۵ سی‌سی بر دقیقه و طول موج ۲۷۰ نانومتر تعیین شد. محلول‌های استاندارد سفازولین با غلظت‌های ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۷۵، ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ میکروگرم در لیتر تهیه شده از شرکت مرک آلمان برای تعیین نمودار استاندارد به دستگاه HPLC آماده و تزریق شد.

تجزیه و تحلیل آماری

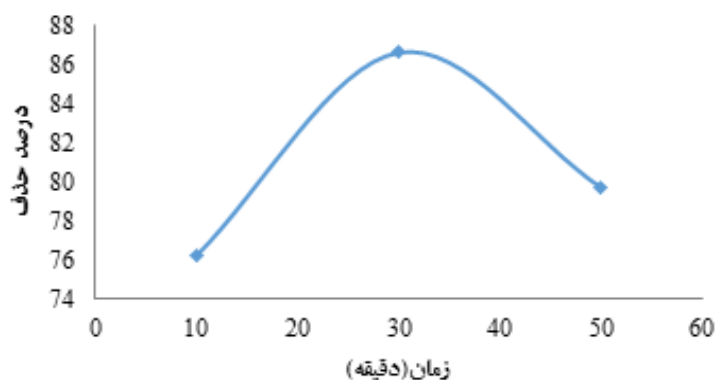
در این مطالعه مقادیر حداقل، میانگین، انحراف معیار و حداکثر نتایج پارامترها گزارش شد و برای بررسی تأثیر مقادیر مختلف متغیرهایی نظیر pH، زمان و ولتاژ از آزمون تحلیل واریانس

جدول ۱: کیفیت فاضلاب خام بیمارستان

| پارامترها | واحد اندازه گیری | حداقل | حداکثر | میانگین \pm انحراف معیار |
|-----------|-------------------------------|-------|--------|----------------------------|
| دما | سانتی گراد | ۱۶ | ۲۶/۵ | |
| pH | ----- | ۷/۳ | ۸/۳ | ۲۳/۲ \pm ۴ |
| قلیائیت | میلی گرم در لیتر کربنات کلسیم | ۱۸۰ | ۵۶۰ | ۴۸۵ \pm ۱۹۰ |
| COD | میلی گرم در لیتر اکسیژن | ۳۲۰ | ۶۴۵ | ۴۹۰ \pm ۲۴۰ |
| سفازولین | میکروگرم در لیتر | ۲۵ | ۵۸ | ۶۲ \pm ۳۲ |

جدول ۲: تأثیر pH، ولتاژ و زمان بر درصد حذف سفازولین (CFZ)

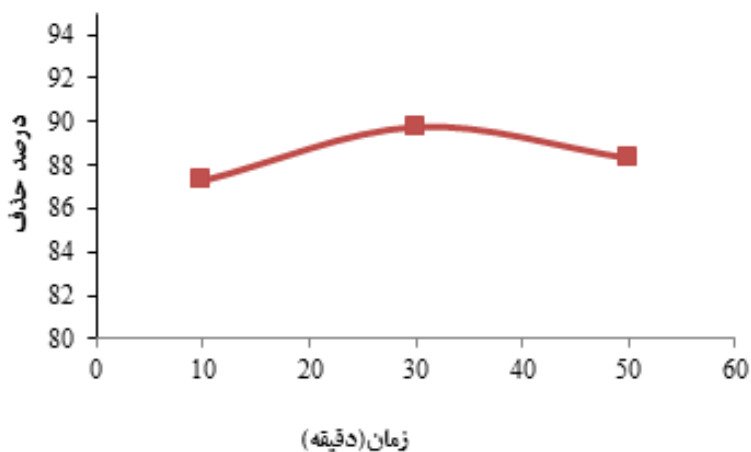
| P | حداکثر | میانگین \pm انحراف معیار | حداقل | |
|--------|--------|----------------------------|-------|----|
| | ۵۲ | ۵۲/۶ \pm ۱۱ | ۱۸ | ۴ |
| <۰/۰۱۲ | ۶۷ | ۶۲ \pm ۳۲ | ۲۵ | ۷ |
| | ۵۴ | ۴۸/۶ \pm ۱۲/۱ | ۲۱ | ۹ |
| | ۴۲ | ۳۶/۶ \pm ۳ | ۲۳ | ۱۵ |
| <۰/۰۱۱ | ۵۸ | ۴۱/۳ \pm ۱/۵ | ۲۱ | ۳۰ |
| | ۳۹ | ۳۳/۷ \pm ۶ | ۳۳ | ۵۰ |
| | ۴۵ | ۳۸/۳ \pm ۳ | ۲۸ | ۱۰ |
| <۰/۰۴۵ | ۶۲ | ۳۹/۶ \pm ۱/۵ | ۳۶ | ۳۰ |
| | ۴۱ | ۳۵/۷ \pm ۴ | ۳۳ | ۵۰ |



نمودار ۱: تأثیر زمان تماس بر راندمان حذف سفازولین (غلظت سفازولین: ۴۸ میکروگرم در لیتر، ولتاژ: ۳۰ ولت، pH برابر ۷)

جدول ۳: تأثیر تغییرات pH، زمان و ولتاژ بر حذف COD

| P | حداکثر | میانگین ± انحراف معیار | حداقل | |
|--------|--------|------------------------|-------|----|
| | ۵۲ | ۵۲/۶ ± ۱۱ | ۳۲ | ۴ |
| <۰/۰۱۲ | ۸۶/۱ | ۶۲ ± ۳۲ | ۵۴ | ۷ |
| | ۵۸ | ۴۸/۶ ± ۱۲/۱ | ۴۳ | ۹ |
| | ۴۲ | ۳۶/۶ ± ۳ | ۲۳ | ۱۵ |
| <۰/۰۱۱ | ۸۶/۱ | ۴۱/۳ ± ۱/۵ | ۶۱ | ۳۰ |
| | ۶۸ | ۳۳/۷ ± ۶ | ۵۳ | ۵۰ |
| | ۴۵ | ۳۸/۳ ± ۳ | ۲۸ | ۱۰ |
| <۰/۰۴۵ | ۸۶/۱ | ۳۹/۶ ± ۱/۵ | ۵۶ | ۳۰ |
| | ۷۱ | ۳۵/۷ ± ۴ | ۶۳ | ۵۰ |



نمودار ۲: تأثیر تغییرات زمان بر راندمان حذف COD (غلظت اولیه COD: ۵۸۵ میلی‌گرم در لیتر، ولتاژ: ۳۰ ولت، pH برابر ۷)

بحث و نتیجه‌گیری

هیدروکسیدهای مربوطه دارد. هنگامی که pH در محدوده ۴ تا ۹ باشد، یون‌های Fe^{2+} و هیدروکسید OH^- منومریک‌های مختلف از جمله $Fe(OH)_3$ ، $Fe(OH)_2^{2+}$ ، $Fe(OH)(H_2O)_5^{2+}$ ، $Fe(H_2O)_6^{3+}$

یکی از تأثیرگذارترین بر کارایی فرایند الکتروکودگولاسیون pH است. تغییر در راندمان فرایند مذکور در اثر تغییرات pH محیط به ماهیت واکنش بین یون‌های آزادشده از سطح آند

ترکیبات و حذف آن‌ها از محیط‌های آبی از طریق رسوب‌دهی می‌شود [۴۳-۴۱].

با افزایش زمان اعمال ولتاژ در pHهای متفاوت، راندمان حذف سفازولین نیز به دلیل افزایش فرصت لازم برای باندشدن هیدروکسیدهای تولیدشده و رهاشده از طریق الکتروود آند و کاتد، زمان لازم برای تشکیل فلوک‌ها، خشی، لخته‌سازی و ته‌نشینی تأمین می‌شود، در نتیجه راندمان حذف افزایش می‌یابد [۴۴].

افزایش سطح جریان به افزایش حباب‌های هیدروژن، کاهش اندازه حباب‌ها، از بین رفتن آلاینده‌ها با فرایند شناورسازی منجر می‌شود [۴۳]. نتایج به دست آمده در این مطالعه با نتایج حاصل از مطالعه Sengil و همکاران در زمینه کارایی فرایند الکتروکواگولاسیون در حذف رنگ راکتیو بلک ۵ از محیط‌های آبی مطابقت دارد [۴۵].

افزایش دانسیته جریان و افزایش زمان تماس منجر به افزایش تولید هیدروکسیدهای $Al(OH)_3$ و $Fe(OH)_3$ و افزایش تعداد حباب‌های ریز هیدروژن و افزایش سطح تماس کواگولان با عوامل آلاینده می‌شود و راندمان حذف EC، TS، COD، کدورت و سفازولین افزایش می‌یابد [۴۶].

از دیگر پارامترهای تأثیرگذار بر تمامی فرایندها به‌ویژه الکتروشیمیایی، غلظت اولیه آلاینده ورودی به راکتور است که در بیشتر مطالعات الکتروشیمیایی به غلظت اولیه آلاینده، میزان انرژی مصرفی و کارایی فرایند در حذف آلاینده اشاره شده است. اکسیداسیون الکترودهای آهن باعث آزادشدن یون‌های سه‌ظرفیتی آهن در اثر هیدرولیز یون‌ها و تولید هیدروکسیدهای مختلف می‌شود. تمامی هیدروکسید و پلیمرهای هیدروکسیلی شده، توانایی زیادی در حذف آلاینده‌های یونی مانند آنتی‌بیوتیک‌ها را دارند و آن را به لخته تبدیل می‌کنند [۴۷].

در غلظت‌های کم آلاینده، هیدروکسیدهای تولیدشده به راحتی قادرند با درصد زیادی از آلاینده موجود واکنش دهند و آن‌ها را به لخته تبدیل کنند و در نهایت با ته‌نشینی، از محلول‌های

$Fe(OH)_5^{2-}$ و $Fe(OH)_4^{4-}$ حتی پلیمرهای هیدروکسیلی مانند $Fe_{13}(OH)_{32}^{7+}$ آزاد می‌شود. در این محدوده pH، مقادیر زیادی از کمپلکس‌های آهن به‌عنوان کواگولانت تولید می‌شود. در نهایت به تولید فلوک‌های $Fe(OH)_3$ منجر می‌شود که از طریق مکانیسم ترسیب و پلیمریزاسیون تغییر شکل می‌دهند و مولکول‌های بزرگ رنگ را از طریق کمپلکس‌سازی و جاذبه الکترواستاتیکی حذف می‌کند [۳۹]. این لخته‌های تولیدشده مساحت سطحی زیادی دارند که برای جذب آلاینده‌ها بسیار ایدئال هستند.

نتایج مطالعه حاضر با نتایج مطالعه دانشور و همکاران همخوانی دارد که کارایی فرایند الکتروکواگولاسیون را در حذف رنگ‌های C, I. Basic Blue 3 و C, I. Basic Red 46 در محدوده pH بین ۵/۵ تا ۷ تعیین کرده‌اند [۴۰].

در این فرایند میزان جریان الکتریکی اعمال‌شده به راکتور، در نرخ تولید کواگولانت و نرخ تولید اندازه حباب‌های هیدروژن تأثیرگذار است. با افزایش آمپراژ اعمال‌شده به راکتور، میزان کواگولانت افزایش و همچنین تولید حباب هیدروژن نیز افزایش می‌یابد. افزایش مقدار این دو ماده با افزایش کارایی فرایند الکتروکواگولاسیون ارتباط مستقیم دارد. این فاکتور از طریق تأثیر بر واکنش‌های سطح الکتروود و میزان یون‌هایی که از سطح الکتروود آزاد می‌شوند بر سرعت واکنش‌های الکتروشیمیایی تأثیرگذار است. با افزایش آمپراژ جریان اعمال‌شده بر فرایند راندمان حذف سفازولین افزایش می‌یابد که دلیل افزایش راندمان را می‌توان تحت تأثیر واکنش‌هایی تفسیر کرد که ضمن انجام فرایند در کاتد و آند به وقوع می‌پیوندند. در فرایند الکتروکواگولاسیون در حالت احیای آب، یون‌های هیدروکسید تولیدشده در کاتد در واکنش با یون‌های آهن تولیدشده در آند، سوسپانسیون هیدروکسید آهن تولید می‌کند که از طریق مکانیسم‌های جذب سطحی یا ضمن ته‌نشینی لخته‌ها، سفازولین از طریق مکانیسم فیزیکی جاروب کردن حذف می‌شود. همچنین سطح لخته‌های هیدروکسیدهای تولیدشده با جذب ترکیبات محلول و کلوئیدی سبب به دام انداختن این

می‌تواند برای کاهش بار آلودگی فاضلاب‌های حاوی ترکیبات آنتی‌بیوتیکی قبل از تخلیه پساب به محیط‌زیست و منابع آبی در راستای تصفیه آلاینده‌های آلی مقاوم و فرایند دوستدار محیط‌زیست مورد استفاده و کاربری قرار گیرد. همچنین می‌توان به‌جای خرید صفحات آهن و آلومینیوم، از ضایعات موجود استفاده کرد که بسیار مقرون‌به‌صرفه است و به حفظ محیط‌زیست کمک شایانی می‌کند.

قدردانی

بدین‌وسیله از حمایت‌های ریاست محترم دانشکده بهداشت و مدیر محترم گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی مازندران به‌خاطر مهیاسازی شرایط انجام این پایان‌نامه قدردانی و سپاسگزاری می‌شود.

آبی جدا شوند. با افزایش میزان غلظت آلاینده در محیط، از آنجایی‌که پارامترهای دیگر مانند آمپراژ جریان ثابت هستند که عامل اصلی تولیدکننده هیدروکسیل‌های فلزی در فرایندهای الکتروکودگولاسیون هستند؛ بنابراین، بدیهی است که ظرفیت حذف با افزایش غلظت آلاینده ورودی کاهش یابد. همچنین با افزایش غلظت آلاینده‌ها در راکتور واکنش تولید مواد حد واسط افزایش می‌یابد و باعث مصرف کواگولانت‌های تولیدشده در راستای این مواد حد واسط می‌شود؛ بنابراین، کاهش کارایی فرایند این‌گونه قابل توجه خواهد بود. نتایج به‌دست آمده در این مطالعه با نتایج مطالعه Ali Imran مطابق دارد [۴۴].

همچنین در این فرایند اکسیداسیون الکتروشیمیایی عوامل اکسیدکننده مانند رادیکال هیدروکسید توسط جریان الکتریکی در سطح الکتروکود کاتد تولید می‌شود [۴۸]. این فرایند به دلیل استفاده‌نکردن از مواد شیمیایی و تولید کم لجن با راندمان حذف ۸۶ و ۸۹/۹ درصد به ترتیب برای سفازولین و COD

References

- Gagnon C, Lajeunesse A, Cejka P, Gagne F, Hausler R. Degradation of selected acidic and neutral pharmaceutical products in a primary-treated wastewater by disinfection processes. *Ozone Sci Engin* 2008; 30(5):387-92.
- Dirany A, Sirés I, Oturan N, Oturan MA. Electrochemical abatement of the antibiotic sulfamethoxazole from water. *Chemosphere* 2010; 81(5):594-602.
- Wynnae O. Antibiotics in the environment TESC 422 case study paper. Available at: URL: <http://www.consciouschoice.com/health/antibiotics1207.html>; 2003.
- Webb S, Ternes T, Gibert M, Olejniczak K. Indirect human exposure to pharmaceuticals via drinking water. *Toxicol Lett* 2003; 142(3):157-67.
- Cunningham VL, Binks SP, Olson MJ. Human health risk assessment from the presence of human pharmaceuticals in the aquatic environment. *Regul Toxicol Pharmacol* 2009; 53(1):39-45.
- Elmolla ES, Chaudhuri M. The feasibility of using combined TiO₂ photocatalysis-SBR process for antibiotic wastewater treatment. *Desalination* 2011; 272(1-3):218-24.
- Martinez JL. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. *Environ Pollut* 2009; 157(11):2893-902.
- Zhang J, Fu D, Xu Y, Liu C. Optimization of parameters on photocatalytic degradation of chloramphenicol using TiO₂ as photocatalyst by response surface methodology. *J Environ Sci* 2010; 22(8):1281-9.
- Novo A, André S, Viana P, Nunes OC, Manaia CM. Antibiotic resistance, antimicrobial residues and bacterial community composition in urban wastewater. *Water Res* 2013; 47(5):1875-87.
- Elmolla ES, Chaudhuri M. Comparison of different advanced oxidation processes for treatment of antibiotic aqueous solution. *Desalination* 2010; 256(1-3):43-7.

11. Baquero F, Martínez JL, Cantón R. Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Curr Opin Biotechnol* 2008; 19(3):260-5.
12. Nicholls H. Bacteria learn antibiotic resistance in the sludge. *Drug Discov Today* 2003; 22(8):1011.
13. Kümmerer K. Antibiotics in the aquatic environment-a review-part I. *Chemosphere* 2009; 75(4):417-34.
14. Wei R, Ge F, Huang S, Chen M, Wang R. Occurrence of veterinary antibiotics in animal wastewater and surface water around farms in Jiangsu Province, China. *Chemosphere* 2011; 82(10):1408-14.
15. Vieno NM, Tuhkanen T, Kronberg L. Analysis of neutral and basic pharmaceuticals in sewage treatment plants and in recipient rivers using solid phase extraction and liquid chromatography–tandem mass spectrometry detection. *J Chromatogr A* 2006; 1134(1-2):101-11.
16. Le-Minh N, Khan SJ, Drewes JE, Stuetz RM. Fate of antibiotics during municipal water recycling treatment processes. *Water Res* 2010; 44(15):4295-323.
17. Halbrendt CK, Gempe saw CM, Bacon JR, Sterling L. Public perceptions of food safety in animal-food products. *J Agribusin* 1991; 9:85-96.
18. Kümmerer K. Resistance in the environment. *J Antimicrob Chemother* 2004; 54(2):311-20.
19. Hadi M, Shokoohi R, Namvar A. Antibiotic resistance of isolated bacteria from urban and hospital waste water in Hamedan city. *Iran J Health Environ* 2012; 4(1):105-14 (Persian).
20. Kurwadkar S, Sicking V, Lambert B, McFarland A, Mitchell F. Preliminary studies on occurrence of monensin antibiotic in Bosque River Watershed. *J Environl Sci* 2013; 25(2):268-73.
21. Pedroso TM, Salgado HR. Validation of analytical methodology for quantification of cefazolin sodium pharmaceutical dosage form by high performance liquid chromatography to be applied for quality control in pharmaceutical industry. *Braz J Pharm Sci* 2014; 50(1):213-23.
22. Korzeniewska E, Korzeniewska A, Harnisz M. Antibiotic resistant *Escherichia coli* in hospital and municipal sewage and their emission to the environment. *Ecotoxicol Environ Saf* 2013; 91:96-102.
23. Duong HA, Pham NH, Nguyen HT, Hoang TT, Pham HV, Pham VC, et al. Occurrence, fate and antibiotic resistance of fluoroquinolone antibacterials in hospital wastewaters in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere* 2008; 72(6):968-73.
24. Brown KD, Kulis J, Thomson B, Chapman TH, Mawhinney DB. Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Sci Total Environ* 2006; 366(2-3):772-83.
25. Gad-Allah TA, Ali ME, Badawy MI. Photocatalytic oxidation of ciprofloxacin under simulated sunlight. *J Hazard Mater* 2011; 186(1):751-5.
26. Xiong P, Hu J. Degradation of acetaminophen by UVA/LED/TiO₂ process. *Separat Purificat Technol* 2012; 91:89-95.
27. Hapeshi E, Achilleos A, Vasquez MI, Michael C, Xekoukoulotakis NP, Mantzavinos D, et al. Drugs degrading photocatalytically: kinetics and mechanisms of ofloxacin and atenolol removal on titania suspensions. *Water Res* 2010; 44(6):1737-46.
28. Daghrir R, Drogui P, Ka I, El Khakani MA. Photoelectrocatalytic degradation of chlortetracycline using Ti/TiO₂ nanostructured electrodes deposited by means of a pulsed laser deposition process. *J Hazard Mater* 2012; 199-200:15-24.
29. Akmehmet Balcıoğlu IA, Ötker M. Treatment of pharmaceutical wastewater containing antibiotics by O₃ and O₃/H₂O₂ processes. *Chemosphere* 2003; 50(1):85-95.
30. Bautitz IR, Nogueira RF. Degradation of tetracycline by photo-Fenton process-Solar irradiation and matrix effects. *J Photochem Photobiol A Chem* 2007; 187(1):33-9.
31. Elmolla E, Chaudhuri M. Improvement of biodegradability of synthetic amoxicillin wastewater by photo-Fenton process. *World Appl Sci J* 2009; 5:53-8.
32. Elmolla ES, Chaudhuri M. Photocatalytic degradation of amoxicillin, ampicillin and cloxacillin antibiotics in aqueous solution using UV/TiO₂ and UV/H₂O₂/TiO₂ photocatalysis. *Desalination* 2010; 252(1-3):46-52.
33. Homem V, Santos L. Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices—a review. *J Environ Manag* 2011; 92(10):2304-47.
34. Dehghani S, Jonidi Jafari A, Farzadkia M, Gholami M. Investigation of the efficiency of Fenton's advanced oxidation process in sulfadiazine antibiotic removal from aqueous solutions. *J Arak Univ Med Sci* 2012; 15(7):19-29 (Persian).
35. Nikoogoftar Ranjbar S, Pourbabae AA, Davari K. The frequency of antibiotic resistant coliforms isolated from sewage of Qom city, Iran. *Qom Univ Med Sci J* 2017; 10(10):69-77 (Persian).
36. Kamani H, Bazrafshan E, Ashrafi SD, Sancholi F. Efficiency of sono-nano-catalytic process of TiO₂

- nano-particle in removal of erythromycin and metronidazole from aqueous solution. *J Mazandaran Univ Med Sci* 2017; 27(151):140-54 (Persian).
37. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. New York: American Public Health Association; 1920.
38. Koby M, Demirbas E, Can O, Bayramoglu M. Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation. *J Hazard Mater* 2006; 132(2-3):183-8.
39. Samarghandi MR, Ahmadidoost G, Majidi S, Maroufi S, Shahmoradi M, Mehralipour J. Optimization of electrocoagulation via response surface methodology to remove ciprofloxacin from aqueous media. *J Water Wastewater* 2017; 2(2):19-21 (Persian).
40. Safwat SM, Hamed A, Rozaik E. Electrocoagulation/ electroflotation of real printing wastewater using copper electrodes: a comparative study with aluminum electrodes. *Separat Sci Technol* 2019; 54(1):183-94.
41. García-García A, Martínez-Miranda V, Martínez-Cienfuegos IG, Almazán-Sánchez PT, Castañeda-Juárez M, Linares-Hernández I. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes powered by solar cells. *Fuel* 2015; 149:46-54.
42. Can OT. COD removal from fruit-juice production wastewater by electrooxidation electrocoagulation and electro-Fenton processes. *Desalinat Water Treat* 2014; 52(1-3):65-73.
43. Ali I, Gupta VK, Khan TA, Asim M. Removal of arsenate from aqueous solution by electro-coagulation method using Al-Fe electrodes. *Int J Electrochem Sci* 2012; 7:1898-907.
44. Şengil İA, Özacar M. The decolorization of CI reactive black 5 in aqueous solution by electrocoagulation using sacrificial iron electrodes. *J Hazard Mater* 2009; 161(2-3):1369-76.
45. Esfandyari Y, Saeb K, Taviana A, Rahnavard A, Fahimi FG. Effective removal of cefazolin from hospital wastewater by electrocoagulation process. *Water Sci Technol* 2020; 80(12):2422-9.
46. Zhang X, Zhang Y, Zhao H, He Y, Li X, Yuan Z. Highly sensitive and selective colorimetric sensing of antibiotics in milk. *Anal Chim Acta* 2013; 778:63-9.
47. Aoudj S, Khelifa A, Drouiche N, Hecini M, Hamitouche H. Electrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry. *Chem Engin Proc* 2010; 49(11):1176-82.