

Journal of Water and Wastewater, Vol. 32, No. 3, pp: 1-20

Techno-Economical Investigation of Rifampin Antibiotic Removal from Aqueous Solution Using Electrocoagulation Process

P. Ahmadi Barshahi¹, M. Hasani Zonoozi², M. Saeedi³

1. MSc Student, Water and Environment Group, School of Civil Engineering, Iran University of Science and Technology, Tehran, Iran
2. Assist. Prof., Water and Environment Group, School of Civil Engineering, Iran University of Science and Technology, Tehran, Iran
(Corresponding Author) mhzonoozi@iust.ac.ir
3. Prof., Water and Environment Group, School of Civil Engineering, Iran University of Science and Technology, Tehran, Iran

(Received Sep. 5, 2020 Accepted Oct. 28, 2020)

To cite this article:

Ahmadi Barshahi, P., Hasani Zonoozi, M., Saeedi, M. 2021. "Techno-economical investigation of rifampin antibiotic removal from aqueous solution using electrocoagulation process"
Journal of Water and Wastewater, 32(3), 1-20. Doi: 10.22093/wwj.2020.246769.3061. (In Persian)

Abstract

Antibiotics, which are extensively produced and used all over the world, are considered as emerging contaminants. These organic compounds cannot be efficiently removed by traditional methods applied in wastewater treatment plants. Continuous discharge of antibiotic-containing wastewaters into the aquatic environments can lead to long-term adverse effects on aquatic life and human health. Rifampin is the most widely used antibiotic for treatment of tuberculosis. For this reason, its removal from water and wastewater is of high importance. Electrocoagulation is an advanced treatment method which has been effectively applied for removal of complex organic compounds such as chemical drugs. The main aim of the present study is to investigate the techno-economic aspects of the EC process for removal of RIF antibiotic from aqueous solution. In this study, effects of different parameters including initial pH, voltage, stirring speed, initial RIF concentration, reaction time, inter-electrode distance (d_{ie}), shape of electrodes and their arrangement inside the reactor were evaluated on RIF removal efficiency using the EC process and its operating costs. The EC process was induced in batch mode using a 1 L reactor and synthetic RIF containing solution. The experiments were designed by one-factor-at-a-time method and relative standard deviation was used to compare the grade of the effect of the



parameters on removal efficiency and operating costs of the process. Based on the obtained results, under optimal conditions, i.e., initial pH of 5, die of 1 cm, voltage of 20 volt, stirring speed of 200 rpm, initial RIF concentration of 10 mg/l, reaction time of 30 min and hole-punched shape electrodes in horizontal arrangement, the removal efficiency and the operating costs of the process reached about 92.49% and 89 US\$/kg RIF removed, respectively. According to RSD values, among all the parameters investigated, reaction time, initial RIF concentration, voltage and initial pH were distinguished as the most effective ones on both RIF removal efficiency and operating costs. Generally, results of the study showed that the EC process has a high ability for removal of RIF antibiotic from water.

Keywords: Antibiotic, Rifampin Removal, Electrocoagulation, Techno-Economical Investigation, OFAT Experimental Design Method.



مجله آب و فاضلاب، دوره ۳۲، شماره ۳، صفحه: ۲۰-۱

بررسی فنی - اقتصادی حذف آنتی بیوتیک ریفامپین از محلول آبی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی

پریسا احمدی برشاهی^۱، مریم حسنی زنوزی^۲، محسن سعیدی^۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران،

دانشگاه علم و صنعت ایران، تهران، ایران

۲- استادیار، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران،

دانشگاه علم و صنعت ایران، تهران، ایران

(نویسنده مسئول) mhzonoozi@iust.ac.ir

۳- استاد، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران،

دانشگاه علم و صنعت ایران، تهران، ایران

(دریافت ۹۹/۶/۱۵ پذیرش ۹۹/۸/۷)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام بفرمایید:

احمدی برشاهی، پ.، حسنی زنوزی، م.، سعیدی، م.، ۱۴۰۰، "بررسی فنی- اقتصادی حذف آنتی بیوتیک ریفامپین از محلول آبی با استفاده از

فرایند انعقاد الکتریکی" مجله آب و فاضلاب، ۳۲(۳)، ۲۰-۱. Doi: 10.22093/wwj.2020.246769.3061

چکیده

آنتی بیوتیک‌ها که به‌طور وسیعی در سراسر جهان تولید و استفاده می‌شوند، در زمره آلاینده‌های نوظهور طبقه‌بندی می‌شوند. این ترکیبات آلی قابلیت حذف توسط بسیاری از روش‌های متداول تصفیه را ندارند. تخلیه مستمر فاضلاب‌های حاوی آنتی بیوتیک به محیط‌های آبی می‌تواند منجر به اثرات سوء طولانی مدت بر حیات آبریان و سلامت انسان شود. ریفامپین پرمصرف‌ترین آنتی بیوتیک برای درمان بیماری سل است. به همین دلیل حذف آن از آب و فاضلاب اهمیت زیادی دارد. انعقاد الکتریکی یکی از روش‌های پیشرفته تصفیه است که به‌طور مؤثر در حذف ترکیبات پیچیده آلی از جمله داروهای شیمیایی استفاده شده است. این پژوهش با هدف بررسی جنبه‌های فنی- اقتصادی فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف آنتی بیوتیک ریفامپین از محلول‌های آبی انجام شد. در این پژوهش تأثیر پارامترهای pH اولیه، ولتاژ، سرعت اختلاط، غلظت اولیه ریفامپین، مدت زمان فرایند، فاصله میان الکترودها و شکل و چیدمان الکترودها در داخل راکتور بر کارایی حذف ریفامپین توسط فرایند انعقاد الکتریکی و همچنین بر هزینه عملیاتی فرایند بررسی شد. فرایند انعقاد الکتریکی در یک سیستم ناپیوسته با استفاده از یک راکتور یک لیتری و محلول مصنوعی حاوی ریفامپین به انجام رسید. آزمایش‌ها توسط روش تک‌عاملی طراحی شد و از پارامتر آماری انحراف معیار نسبی برای مقایسه شدت اثرگذاری پارامترها بر فرایند و هزینه‌های آن استفاده شد. بر اساس نتایج به‌دست آمده، در شرایط بهینه شامل pH اولیه ۵، فاصله الکترودها ۱ سانتی‌متر، ولتاژ ۲۰ ولت، سرعت اختلاط نمونه ۲۰۰ دور در دقیقه، غلظت اولیه ریفامپین ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، زمان ۳۰ دقیقه و استفاده از الکترودهای مشبک با چیدمان موازی، کارایی حذف آنتی بیوتیک ریفامپین و هزینه‌های عملیاتی به ترتیب ۹۲/۴۹ درصد و ۸۹ دلار آمریکا به‌ازای هر کیلوگرم ریفامپین حذف شده به‌دست آمد. با توجه به مقدار به‌دست آمده برای RSD، از میان تمام پارامترهای بررسی شده، مدت زمان فرایند، غلظت اولیه ریفامپین، ولتاژ و pH اولیه مؤثرترین پارامترها بر کارایی حذف ریفامپین و هزینه عملیاتی بودند. به‌طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که فرایند انعقاد الکتریکی، قابلیت زیادی برای حذف آنتی بیوتیک ریفامپین از آب دارد.

واژه‌های کلیدی: آنتی بیوتیک، حذف ریفامپین، انعقاد الکتریکی، بررسی فنی- اقتصادی، روش طراحی آزمایش OFAT



۱- مقدمه

یکم تهدید می‌کند اعلام کرده است (Verlicchi et al., 2015). ریفامپین^۴ یا ریفامپیسین^۵ یک آنتی‌بیوتیک با قدرت کشتن برخی انواع باکتری‌ها است. بین آنتی‌بیوتیک‌های مختلف، داروی نسبتاً ارزان قیمت ریفامپین یکی از پرمصرف‌ترین داروها برای درمان بیماری سل (دومین بیماری عفونی مرگ‌بار در جهان) است (Baxter and Preston, 2010, Rana, 2013, Cai et al., 2019). همچنین این دارو برای درمان آکنه، جذام و سایر انواع عفونت‌ها مصرف می‌شود (Doble et al., 1988, Ziglam et al., 2004, Perlroth et al., 2008). تغییر نیافته و ۱۵ درصد از آن به صورت متابولیک فعال از طریق ادرار دفع می‌شود (Baxter and Preston, 2010, Rana, 2013).

از طرفی اخیراً حضور آنتی‌بیوتیک ریفامپین در پساب تصفیه شده تصفیه‌خانه‌های فاضلاب یافت شده و گزارش شده است که روش‌های تصفیه معمول قادر به حذف این آنتی‌بیوتیک نیستند (Duarte et al., 2018, Cai et al., 2019).

اگرچه ممکن است میزان ورود این آنتی‌بیوتیک در محیط‌های آبی کم باشد، اما راهیابی مستمر آن در محیط‌های مذکور به دلیل اثر تجمعی می‌تواند خطر بالقوه‌ای برای انسان‌ها و سایر موجودات زنده مصرف‌کننده آن تلقی شود و سبب مشکلاتی از قبیل ایجاد بیماری، مقاومت دارویی و کاهش نرخ درمان‌پذیری بیماری توسط این آنتی‌بیوتیک خواهد شد (Zhang et al., 2010). بنابراین حذف مناسب این آنتی‌بیوتیک از فاضلاب‌های بیمارستانی و صنایع داروسازی تولیدکننده آن برای جلوگیری از ورود آن به جریان‌های آبی اهمیت بسیار زیادی دارد.

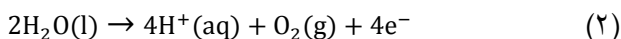
تا به امروز روش‌های متعددی برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها و سایر ترکیبات وابسته پیشنهاد شده است. در میان این روش‌ها انعقاد الکتریکی^۶ یکی از روش‌های تصفیه پیشرفته فاضلاب است که در اوایل قرن بیستم بررسی شد، ولی به دلیل مشکلاتی که در تأمین الکتریسیته وجود داشت، خیلی مورد توجه مجامع علمی قرار نگرفت، اما در چند دهه اخیر با پیشرفت صنعت و فناوری، بسیاری از مواد شیمیایی مختلف سنتز شده‌اند که سایر روش‌های تصفیه متداول به خوبی قادر به حذف و غیرفعال کردن آنها نیستند. در این

امروزه محدودیت منابع آب و اثرات مخرب فاضلاب‌های آلوده بر سلامت حیات در زیست‌کره به یک نگرانی غیرقابل‌انکار در سراسر جهان تبدیل شده است. آلودگی آب یکی از بزرگترین چالش‌های قرن ۲۱ خصوصاً در کشورهای جهان سوم به‌شمار می‌رود. همچنین با توسعه فناوری و فعالیت‌های صنعتی در کشورها، شاهد حضور آلاینده‌های نوظهور^۱ در بسیاری از منابع آب هستیم. از این‌رو، در طول دهه‌های گذشته پژوهش در زمینه فناوری‌های تصفیه آب بیش از پیش مورد توجه مجامع علمی قرار گرفته است (Mollah et al., 2001, Garcia-Segura et al., 2017, Hakizimana et al., 2017).

فاضلاب‌های بیمارستانی و صنایع داروسازی حاوی طیف وسیعی از محصولات مراقبت شخصی^۲ و ترکیبات دارویی مانند آنتی‌بیوتیک‌ها هستند که در زمره ECs طبقه‌بندی می‌شوند. این ترکیبات در اثر تصفیه نامطلوب فاضلاب‌های نامبرده، در غلظت‌های کم از نانوگرم تا میکروگرم در لیتر، در محیط‌های آبی شناسایی شده و منابع آبی را با تهدید جدی مواجه کرده‌اند (Verlicchi et al., 2010, Boxall et al., 2012, Samarghandi et al., 2017).

آنتی‌بیوتیک‌ها از جمله پرمصرف‌ترین داروها هستند که چندین دهه است برای از بین بردن عفونت‌ها و باکتری‌ها مصرف می‌شوند (Jeong et al., 2010). استفاده وسیع از این ترکیبات دارویی و عدم توانایی تصفیه‌خانه‌های فعلی در حذف آنها، موجب شده که مقداری از آنها در محیط‌های طبیعی گوناگون مانند آب‌های سطحی، آب‌های زیرزمینی، خاک و رسوبات شناسایی شوند (Hirsch et al., 1999, Rico et al., 2014). آنتی‌بیوتیک‌ها معمولاً نیمه‌عمر طولانی دارند، به راحتی در محیط تجزیه نمی‌شوند و در طولانی مدت تأثیرات نامطلوبی روی رشد، وزن و زنده ماندن گونه‌های آبی می‌گذارند (Daughton and Ternes, 1999, Ji et al., 2012). در واقع، اهمیت این موضوع به حدی است که سازمان بهداشت جهانی^۳ باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک را به‌عنوان یکی از سه مشکل بزرگ سلامتی که حیات انسان را در قرن بیست و

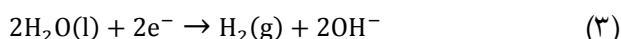
⁴ Rifampin⁵ Rifampicin (RIF)⁶ Electro Coagulation (EC)¹ Emerging Contaminants (ECs)² Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs)³ World Health Organization (WHO)



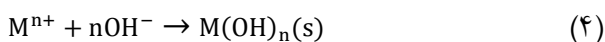
که در آنها

M جنس فلز آند و n تعداد الکترون‌های جابه‌جا شده طی واکنش‌های آندی در مول فلز است.

ب- در کاتد:



ج- واکنش یون‌های فلزی تولید شده از آند و یون‌های هیدروکسید تولید شده از کاتد و تشکیل گونه‌های مختلف هیدروکسید فلزی



پژوهش‌هایی که در زمینه حذف آنتی‌بیوتیک‌ها توسط روش انعقاد الکتریکی انجام شده حاکی از آن است که این روش به‌طور مؤثر آلاینده‌های مذکور را از محیط‌های آبی حذف می‌کند. در این راستا می‌توان به پژوهش اسپینوزا-کویز و همکاران بر روی حذف سیپروفلوکساسین با غلظت اولیه ۲۵ میلی‌گرم در لیتر توسط روش انعقاد الکتریکی در یک محلول سنتتیک اشاره کرد. طبق نتایج آنها، تحت شرایط بهینه pH برابر ۹، چگالی جریان الکتریکی ۱۸ آمپر بر مترمربع، زمان واکنش ۴۰ دقیقه، کارایی حذف سیپروفلوکساسین و کل کربن آلی^۱ به ترتیب ۹۸ و ۸۷ درصد بود (Espinoza-Quiñones et al., 2016).

از طرفی مصطفی‌لو و همکاران با پژوهش بر روی حذف سفکسیم در یک سیستم ناپوسته توسط فرایند انعقاد الکتریکی نشان دادند که این فرایند به‌طور مؤثر سبب حذف آنتی‌بیوتیک سفکسیم شده و در شرایط بهینه pH برابر ۶، غلظت اولیه ۵ میلی‌گرم در لیتر، شدت جریان الکتریکی ۰/۷ آمپر و زمان واکنش ۶۰ دقیقه، کارایی حذف به ۹۰/۱ درصد رسید (Mostafaloo et al., 2019).

راستا می‌توان به پژوهشی که بهرا و همکاران بر روی حذف بیست نوع دارو و محصولات مراقبت شخصی شامل آنتی‌بیوتیک‌ها و هورمون‌ها توسط پنج روش تصفیه متداول فاضلاب شهری انجام دادند، اشاره کرد. نتایج آنها حاکی از آن بود که این ترکیبات توسط روش‌های به‌کار رفته به خوبی و به‌طور کامل حذف نمی‌شوند. آنها متوسط کارایی حذف را برای سولفامتازین، متوپرولول، کاربامازپین، سولفامتوکسازول و استامینوفن توسط روش‌های مورد استفاده، به ترتیب برابر با ۱۳/۱، ۲۳/۰، ۲۳/۱، ۵۱/۹ و ۹۹/۹ درصد گزارش کردند (Behera et al., 2011).

این مسئله را نیز باید در نظر داشت که اگرچه بخشی از آلاینده‌های نوظهور با روش‌های متداول بیولوژیکی حذف می‌شوند، اما پژوهش‌های اخیر اثرات سوء آنها بر میکروارگانیسم‌های دخیل در فرایندهای بیولوژیکی را اثبات کرده است. از این رو در سال‌های اخیر پژوهش‌های قابل توجهی در زمینه حذف این ترکیبات با استفاده از روش‌های پیشرفته تصفیه مانند انعقاد الکتریکی انجام شده است.

این پژوهش‌ها نشان داد که فرایند انعقاد الکتریکی در حذف فلزات سنگین، قطرات امولسیون^۱ روغن و چربی، ترکیبات پیچیده آلی از جمله رنگ‌زاها و داروهای شیمیایی مانند آنتی‌بیوتیک‌ها، کارایی مناسبی را داشته است (Mollah et al., 2001, Yoosefian et al., 2017).

از جمله مزایای اصلی فرایند انعقاد الکتریکی می‌توان به تولید لجن کمتر با قابلیت آب‌گیری ساده‌تر آن، بهره‌برداری ساده از فرایند، کل جامدات محلول^۲ تولیدی کمتر نسبت به روش انعقاد شیمیایی، هزینه بهره‌برداری کم، عدم تولید آلاینده ثانویه، عدم نیاز به اضافه کردن ماده شیمیایی، حذف ذرات کلوییدی کوچک، شناورسازی^۳ بهتر آلاینده به دلیل تولید گاز در حین فرایند و نیز کارایی زیاد فرایند اشاره کرد (Moussa et al., 2017). واکنش‌های شیمیایی که در فرایند انعقاد الکتریکی رخ می‌دهد، به صورت خلاصه شامل موارد زیر است (Can et al., 2003, Al Aji et al., 2012, Hakizimana et al., 2017).

الف- در آند:

¹ Emulsion

² Total Dissolved Solids (TDS)

³ Flootation

⁴ Total Organic Carbon (TOC)



۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- مواد

ماده مؤثر داروی ریفامپین مورد استفاده در این پژوهش از شرکت داروسازی حکیم تهیه شد. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی داروی ریفامپین در جدول ۱ آمده است. همچنین سدیم کلراید (NaCl)، اسید سولفوریک (H_2SO_4)، سدیم هیدروکسید (NaOH)، هیدروکلریک اسید (HCl) از شرکت مرک آلمان تهیه شدند.

۲-۲- ساختار راکتور

آزمایش‌ها با استفاده از یک راکتور ناپیوسته انجام و از یک بشر به حجم یک لیتر و جنس پیرکس به عنوان محفظه انعقاد الکتریکی استفاده شد. جفت الکترودهای آلومینیومی با خلوص ۹۹ درصد در چهار حالت: عمودی مسطح، عمودی مشبک، افقی مسطح و افقی مشبک با سطح مؤثر $45/54$ سانتی‌متر مربع به کار گرفته شدند. برای تأمین جریان برق مستقیم^۶ به صورت تک قطبی، الکترودها به منبع تغذیه برق (Micro, PW-4053S، ایران) متصل شدند. در طول آزمایش، برای همگن کردن محلول مورد تصفیه از همزن مغناطیسی (PIT300، ایران) که در زیر محفظه قرار می‌گیرد، استفاده شد. در شکل ۱ راکتور فرایند انعقاد الکتریکی نشان داده شده است.

۲-۳- روش تهیه فاضلاب مصنوعی

به منظور ساخت فاضلاب مصنوعی، ابتدا ۹۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر داخل بشری به حجم یک لیتر ریخته شد. سپس نمک NaCl برای افزایش هدایت الکتریکی به غلظت یک گرم در لیتر به محلول اضافه و توسط همزن مغناطیسی مخلوط شد. برای تنظیم pH از pH متر (Eutech Instruments, CyberScan PC300 Portable، سنگاپور) و محلول‌های اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید (در دو غلظت ۱ و ۰/۱ نرمال) استفاده شد. سپس توسط اضافه کردن حجم مشخصی از محلول مادر ریفامپین (۱۰۰۰ میلی‌گرم ریفامپین در یک لیتر آب مقطر) به محلول ساخته شده فوق، فاضلاب مصنوعی با غلظت ریفامپین مورد نظر تهیه شد.

پژوهش بالاراک و همکاران بر روی حذف نورفلوکساسین^۱ در یک راکتور پیوسته با شش الکترود آلومینیومی توسط روش انعقاد الکتریکی نشان داد که در شرایط بهینه pH برابر ۷، غلظت اولیه نورفلوکساسین ۲۵ میلی‌گرم در لیتر، ولتاژ ۶۰ ولت، زمان واکنش ۴۵ دقیقه، کارایی حذف ۹۸/۴ درصد رسید (Balarak et al., 2020).

اگرچه به نظر می‌رسد غلظت‌های بررسی شده در پژوهش‌های حذف آنتی‌بیوتیک‌ها از محیط آب بیشتر از غلظت آنها در آب‌های سطحی و فاضلاب‌های خانگی است، اما غلظت این ترکیبات در فاضلاب خروجی از صنایع دارویی می‌تواند به میلی‌گرم در لیتر نیز برسد. در پژوهش‌های انجام شده توسط باریشچی و ترکی بر روی حذف آنتی‌بیوتیک‌ها توسط روش انعقاد الکتریکی، به این موضوع اشاره شده است (Barışçı and Turkay, 2016).

تاکنون پژوهش‌های انجام شده در رابطه با حذف آنتی‌بیوتیک‌ها به‌طور عمده بر روی آنتی‌بیوتیک‌های متداول انجام شده و آنتی‌بیوتیک‌های خاص (برای درمان بیماری‌های ویژه مانند سل) مانند آنتی‌بیوتیک ریفامپین کمتر بررسی شده است و پژوهشی برای سنجش عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف آنتی‌بیوتیک ریفامپین انجام نشده است.

همچنین بررسی هم‌زمان کارایی فرایند و تحلیل اقتصادی آن در پژوهش‌های بسیار اندکی انجام شده است. بنابراین هدف از انجام این پژوهش، بررسی فنی-اقتصادی فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف آنتی‌بیوتیک ریفامپین از محیط‌های آبی بود. این پژوهش در مقیاس آزمایشگاهی و در یک سیستم ناپیوسته^۲ بر روی فاضلاب مصنوعی^۳ بررسی شد.

همچنین تأثیر پارامترهای pH اولیه، فاصله میان الکترودها، ولتاژ، سرعت اختلاط، غلظت اولیه ریفامپین، مدت زمان فرایند، شکل و چیدمان الکترودها در داخل راکتور بر کارایی حذف و هزینه عملیاتی فرایند به‌طور کامل بررسی شد. طراحی آزمایش توسط روش تک عاملی^۴ انجام شد و برای تعیین میزان اثرگذاری پارامترها بر فرایند از انحراف معیار نسبی^۵ استفاده شد.

¹ Norfloxacin

² Batch

³ Synthetic Wastewater

⁴ One Factor At a Time (OFAT)

⁵ Relative Standard Deviation (RSD)

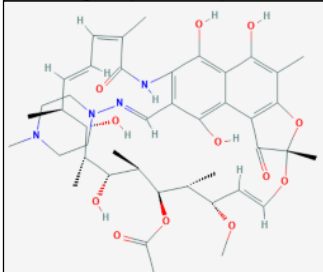
⁶ Merck

⁷ Direct Current (DC)



جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی ریفامپین (Henry, 2018, Wishart et al., 2018)

Table 1. Physical and chemical properties of RIF (Henry, 2018, Wishart et al., 2018)

Purity	≥ 95%
Molecular formula	C ₄₃ H ₅₈ N ₄ O ₁₂
Molecular weight	822.9 g/m
Melting point	183-188 °C
Solubility in water	1400 mg/L (at 25 °C)
Molecular structure	

در $R^2 = 0.9947$ با ضریب تعیین $Y = 28.207x - 0.6261$ این مدل Y غلظت داروی ریفامپین در طول موج ماکسیمم برحسب میلی گرم در لیتر و x شدت جذب نور آن است. برای بررسی فرایند، در طی آزمایش هر ۵ دقیقه یک بار از محلول در حال تصفیه به اندازه ۵ میلی لیتر نمونه گرفته شد. ابتدا نمونه‌های تهیه شده پس از انجام فرایند به مدت ۱۰ دقیقه و با سرعت ۵۰۰۰ دور در دقیقه برای حذف ذرات نامحلول از مایع در سانتریفیوژ (Hettich, EBA200، آلمان) قرار داده شدند و سپس میزان غلظت ریفامپین آنها اندازه‌گیری می‌شد. کارایی حذف داروی ریفامپین بر اساس معادله ۵ محاسبه می‌شود

$$\text{RIF removal (\%)} = \left[\frac{C_0 - C_t}{C_0} \right] \times 100 \quad (5)$$

که در آن

C_0 غلظت اولیه ریفامپین و C_t غلظت باقیمانده ریفامپین در زمان نمونه‌گیری و RIF removal کارایی حذف داروی ریفامپین است.

۲-۵- روش برآورد هزینه عملیاتی

برای محاسبه هزینه عملیاتی فرایند تنها هزینه مصرف انرژی و الکترو مصرفی در نظر گرفته و از سایر هزینه‌ها صرف نظر شد. طبق پژوهش‌های انجام شده به منظور شستشوی الکترودها، پیش از انجام هر آزمایش الکترودهای آلومینیومی با آب و صابون شسته، سپس به مدت ۱۵ دقیقه در محلول هیدروکلریک اسید ۰/۱ مولار

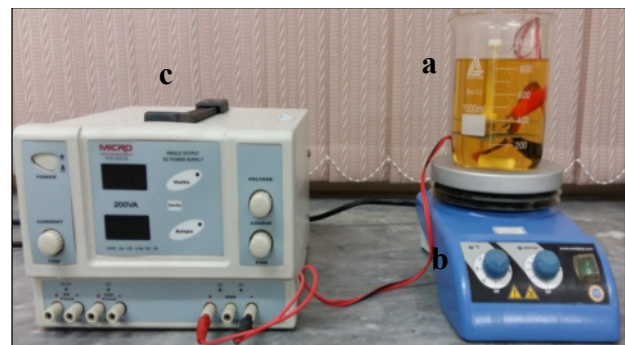


Fig. 1. EC reactor: a) EC cell, b) magnetic stirrer-heater, c) power supply

شکل ۱- راکتور فرایند انعقاد الکتریکی: (a) محفظه فرایند، (b) همزن مغناطیسی-هیتر و (c) منبع تغذیه

۲-۴- روش‌های انجام آزمایش‌ها

برای تعیین غلظت ریفامپین از روش اسپکتروفوتومتری و دستگاه اسپکتروفوتومتر (Hach, DR4000، آمریکا) استفاده شد. این روش مبتنی بر اندازه‌گیری نور جذب شده توسط یک محلول است که طبق آن نور جذب شده با غلظت آلاینده مورد بررسی متناسب خواهد بود. پیش از انجام آزمایش‌ها ابتدا ۵ غلظت متفاوت ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم از داروی ریفامپین توسط آب مقطر تهیه شد. پس از بررسی نمودار شدت جذب نور بر اساس طول موج غلظت‌های مختلف توسط دستگاه اسپکتروفوتومتر مشاهده شد که طول موج ماکسیمم داروی ریفامپین ۲۳۷ نانومتر است. مدل رگرسیون خطی برازش داده شده به نمودار کالیبراسیون غلظت ریفامپین بر اساس جذب در طول موج بیشینه به شکل



سپس برای محاسبه میزان مصرف الکتروود در زمان‌های مختلف، بازده فارادی مذکور که برای انتهای آزمایش محاسبه شده بود، استفاده شد (Hakizimana et al., 2017, Nazari and Ayati, 2018)

$$\phi = \frac{\Delta m_{exp}}{\Delta m_{theo}} \times 100 \quad (9)$$

که در آن

عبارت Δm_{exp} مقدار کاهش جرم الکتروود است که توسط آزمایش به دست آمده و Δm_{theo} مقدار انحلال نظری الکتروود، قابل محاسبه توسط معادله ۱۰ (قانون فارادی) زمانی که $\phi=1$ است (Hakizimana et al., 2017, Nazari et al., 2018)

$$m = \phi \frac{It}{ZF} M_w \quad (10)$$

پارامترهای موجود در معادله ۱۰، پیش‌تر در معادله ۸ تعریف شده‌اند.

۲-۶- طراحی آزمایش به روش OFAT

در این پژوهش بر اساس طراحی آزمایش توسط روش OFAT با تغییر یک پارامتر و ثابت نگه‌داشتن بقیه پارامترها در هر مرحله مقدار بهینه پارامتر متغیر بر اساس کارایی حذف آلاینده و هزینه عملیاتی فرایند تعیین شد؛ به طوری که برای بهینه کردن پارامترهای دیگر مقدار بهینه پارامترهای بررسی شده ثابت در نظر گرفته می‌شود (Czitrom, 1999). در این راستا اثر پارامترهای pH اولیه، فاصله الکتروودها، ولتاژ، سرعت اختلاط، غلظت اولیه آلاینده، مدت زمان فرایند و شکل و چیدمان الکتروودها در داخل راکتور بررسی شد. محدوده مورد بررسی یا حالت‌های در نظر گرفته شده برای پارامترهای فوق طبق پژوهش‌های پیشین انتخاب شد که در جدول ۲ آمده است (El-Ashtoukhy et al., 2010, Barışçi and Turkay, 2016, Yoosefian et al., 2017, Can et al., 2003)

۲-۷- مقایسه شدت اثرگذاری پارامترها بر فرایند

برای مقایسه شدت اثرگذاری پارامترها بر فرایند از پارامتر آماری RSD استفاده شد. این پارامتر آماری نشان‌دهنده انحراف داده‌ها

غوطه‌ور و پس از آن توسط آب مقطر آب‌کشی می‌شدند. در نهایت الکتروودهای مذکور در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۲۰ دقیقه در آون خشک و در دسیکاتور سرد و در نهایت توزین می‌شدند تا از کاهش جرم آنها به‌عنوان یک فاکتور مؤثر بر هزینه‌های اقتصادی فرایند استفاده شود (Yoosefian et al., 2017, Zaidi and Bellakhal, 2015). از طرفی در طول انجام آزمایش‌ها مقدار جریان در فواصل زمانی ۵ دقیقه یادداشت می‌شد تا میزان انرژی الکتریکی مصرفی به‌عنوان فاکتور مهم دیگر در هزینه‌های اقتصادی مورد استفاده محاسبه شود. هزینه عملیاتی فرایند طبق معادله ۶ محاسبه می‌شود

$$\text{Operating costs} = aC_{\text{energy}} + bC_{\text{electrode}} \quad (6)$$

که در آن

ضرایب a و b به ترتیب ضریب هزینه مصرف انرژی و مصرف الکتروود هستند که در سال ۲۰۱۹ در بازار ایران به ترتیب برابر ۰/۰۳ دلار آمریکا بر کیلووات ساعت و ۱/۷۴۳ دلار آمریکا بر کیلوگرم آلومینیوم است. علاوه بر این C_{energy} میزان مصرف انرژی بر حسب کیلووات ساعت بر مترمکعب و $C_{\text{electrode}}$ میزان مصرف الکتروود بر حسب کیلوگرم بر مترمکعب است که از طریق معادلات ۷ و ۸ محاسبه می‌شوند

$$C_{\text{energy}} = \frac{IUt}{V \times 1000} \quad (7)$$

$$C_{\text{electrode}} = \phi \frac{ItM_w}{Z_{AL}FV} \quad (8)$$

که در آنها

پارامترهای $I, U, t, V, \phi, M_w, Z, F$ به ترتیب بیانگر جریان الکتریکی (آمپر)، ولتاژ (ولت)، زمان (ساعت)، حجم (مترمکعب)، بازده فارادی (درصد)، وزن مولکولی فلز الکتروود (گرم بر مول)، ظرفیت فلز الکتروود ($Z_{AL}=3$) و ثابت فارادی (۹۶۵۰۰ کولن بر مول) است (Ahmadzadeh et al., 2017). برای اینکه میزان هزینه عملیاتی بر حسب جرم آلاینده حذف شده بیان شود، معادلات فوق بر $(C_0 - C_t)$ تقسیم می‌شوند. در انتهای هر آزمایش با توزین جرم کاسته شده الکتروود و با استفاده از معادله ۹، مقدار ϕ محاسبه شد.



جدول ۲- محدوده پارامترها

Table 2. Range of parameters

Parameter (unit)	Lower limit	Upper limit	Modes
Initial pH (-)	3	9	-
Inter-electrode distance (cm)	1	3	-
Voltage (volt)	10	30	-
Stirring speed (rpm)			-
Initial RIF concentration (mg/L)	100	300	-
Reaction time (min)	5	30	
Arrangement of electrodes (-)	5	40	Vertical, Horizontal
Shapes of electrodes (-)	-	-	Plane, Hole-punched

زمان‌ها در pH برابر ۵ اتفاق افتاده است و در pHهای بیشتر و کمتر از ۵ کارایی حذف کاهش یافته است.

در این راستا می‌توان به پژوهشی که توسط لو و همکاران بر روی حذف مواد هیومیک توسط کلرید آلومینیوم ($AlCl_3 \cdot 6H_2O$) انجام شد، اشاره کرد. آنها به این نتیجه رسیدند که برخلاف اینکه بیشترین مقدار $Al(OH)_3(s)$ در pH برابر ۷ تشکیل می‌شود، در pH برابر ۵، کارایی حذف به بیشترین مقدار خود رسیده است. آنها دلیل این موضوع را این‌گونه توجیه کردند که در $pH > 5$ بار منفی مواد هیومیک افزایش می‌یابد که باعث کاهش بار مثبت $Al(OH)_3(s)$ و جذب سطحی توسط آن می‌شود. همچنین نشان دادند که در pH بین ۵ تا ۷، منعقدکننده $Al(OH)_3(s)$ غالب است (Lu et al., 1999).

همچنین طبق پژوهشی که توسط بایرام‌اغلو و همکاران بر روی حذف فاضلاب نساجی توسط روش انعقاد الکتریکی انجام شد، در محیط اسیدی برای الکتروود آلومینیوم و در محیط بازی برای الکتروود آهنی کارایی حذف بالاتر بود (Bayramoglu et al., 2004).

علاوه بر موارد بیان شده، بنر و همکاران با پژوهش بر روی تصفیه فاضلاب واقعی نساجی با روش انعقاد الکتریکی به این نتیجه رسیدند که فرایند در pH برابر ۵ دارای عملکرد بهتری است (Bener et al., 2019). با این وجود بررسی پژوهش‌های بیشتر حاکی از آن است که در فرایند انعقاد الکتریکی بسته به شرایط مختلف، کارایی بهینه در pHهای اولیه گوناگون به دست آمده است (Modirshahla et al., 2008, Chatterjee et al., 2014, Yoosefian et al., 2017, Kamarehie et al., 2018).

نسبت به میانگین است. به عبارت دیگر هرچه RSD یک پارامتر برای پاسخ‌ها (کارایی حذف و هزینه عملیاتی) بزرگتر باشد، به این معناست که تغییر آن پارامتر در محدوده‌های تعیین شده سبب تغییر بیشتری در پاسخ‌ها (کارایی حذف و هزینه عملیاتی) می‌شود. بنابراین آن پارامتر اثر بیشتری بر فرایند دارد. محاسبه RSD از طریق معادلات ۱۱ تا ۱۳ انجام شد (Zaied and Bellakhal, 2009).

$$\bar{x} = \sum_{i=0}^{n_i} x_i/n \quad (11)$$

$$Sr(\bar{x}) = \sqrt{\sum_{i=0}^{n_i} \frac{(x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (12)$$

$$RSD = (Sr/\bar{x}) \times 100 \quad (13)$$

که در آنها

\bar{x} ، $Sr(\bar{x})$ و RSD به ترتیب بیانگر میانگین، انحراف معیار و درصد انحراف معیار نسبی داده‌ها است.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- بررسی اثر pH اولیه

برای بررسی اثر pH اولیه، مقدار فاصله الکترودها، ولتاژ، غلظت اولیه ریفاپمین، سرعت اختلاط نمونه و مدت زمان فرایند به ترتیب ۲ سانتی متر، ۲۰ ولت، ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، ۱۰۰ دور در دقیقه و ۳۰ دقیقه در نظر گرفته شد و الکترودها در حالت افقی مشبک بودند. طبق شکل ۲-a بیشترین کارایی حذف ریفاپمین برای همه



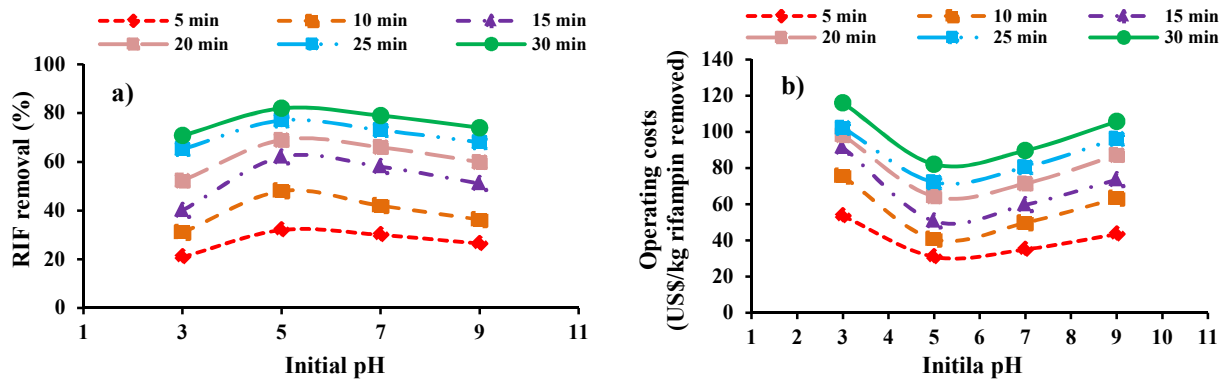


Fig. 2. RIF removal (%) a) operating costs and b) versus initial pH

شکل ۲- کارایی حذف ریفامپین (a) هزینه عملیاتی و (b) در برابر pH اولیه

مشبک بودند. در این پژوهش به دلیل جلوگیری از پدیده اتصال کوتاه، کمترین فاصله میان الکترودها ۱ سانتی‌متر در نظر گرفته شد. مطابق شکل ۳-ا در همه زمان‌ها با افزایش فاصله میان الکترودها کارایی حذف کاهش یافته است و در فاصله ۱ سانتی‌متر کارایی حذف بیشتر است، زیرا با افزایش فاصله میان الکترودها، مقاومت الکتریکی میان آنها افزایش می‌یابد. همچنین افزایش فاصله میان الکترودها به علت کاهش تولید یون‌های فلزی و گاز هیدروژن از یک سوی سبب برخورد کمتر میان یون‌های فلزی با یون‌های هیدروکسیل و تشکیل کمتر مواد منعقدکننده می‌شود و از سوی دیگر سبب برخورد کمتر آلاینده با پلیمرهای هیدروکسیدی و کاهش جذب سطحی می‌شود، بنابراین کارایی حذف کاهش می‌یابد (Daneshvar, et al., 2003, Modirshahla et al., 2007, Song et al., 2007, Hakizimana et al., 2017).

این موضوع نیز در برخی پژوهشی‌های پیشین گزارش شده است. به‌طور مثال، طبق پژوهشی که توسط دالوند و همکاران بر روی حذف رنگ از فاضلاب نساجی توسط روش انعقاد الکتریکی انجام شد، نشان دادند که با افزایش فاصله میان الکترودها از ۱ تا ۳ سانتی‌متر میزان کارایی حذف کاهش یافته است (Dalvand et al., 2011).

همچنین طبق پژوهشی که توسط زیدی و همکاران بر روی حذف آنتی‌بیوتیک داکسی‌سایکلین توسط روش انعقاد و شناورسازی الکتریکی انجام شد، با در نظر گرفتن فواصل ۱ و ۲ و ۵/۲ سانتی‌متری الکترودها به این نتیجه رسیدند که با افزایش فاصله میان الکترودها، به دلیل افزایش مقاومت الکتریکی میان آنها

با توجه به شکل ۲-ب برای همه زمان‌ها در pH های اولیه بیشتر و کمتر از ۵ میزان هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده افزایش یافته است. بایرام اغلو و همکاران با پژوهش بر روی حذف فاضلاب نساجی توسط روش انعقاد الکتریکی، به این نتیجه رسیدند که با افزایش pH از ۵ تا ۹ میزان هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم COD حذف شده افزایش یافته است (Bayramoglu et al., 2004).

همچنین کویبا و دلپینار طبق پژوهشی که بر روی تصفیه فاضلاب نانویی با الکترودهای آلومینیومی انجام دادند، نشان دادند که با افزایش pH از ۳ تا ۹ میزان هزینه عملیاتی به ازای مترمکعب محلول تصفیه شده و کیلوگرم COD حذف شده افزایش می‌یابد. در این پژوهش نیز، به دلیل حضور مواد منعقدکننده کافی ناشی از حلالیت کم هیدروکسیدهای آلومینیوم تشکیل شده و کارایی حذف بیشتر در pH برابر ۵، میزان هزینه عملیاتی در pH اولیه مذکور به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده دارای کمترین مقدار است. بنابراین بر اساس کارایی حذف و هزینه عملیاتی در نهایت برای بررسی پارامترهای بعدی pH اولیه بهینه ۵ انتخاب شد (Kobyba and Delipinar, 2008).

۲-۳- بررسی اثر فاصله میان الکترودها

برای بررسی اثر فاصله میان الکترودها (d_{ic}^1)، مقدار pH اولیه، ولتاژ، غلظت اولیه ریفامپین، سرعت اختلاط نمونه و مدت زمان فرایند به ترتیب ۵، ۲۰ ولت، ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، ۱۰۰ دور در دقیقه و ۳۰ دقیقه در نظر گرفته شد و الکترودها در حالت افقی

¹ Inter-Electrode Distance



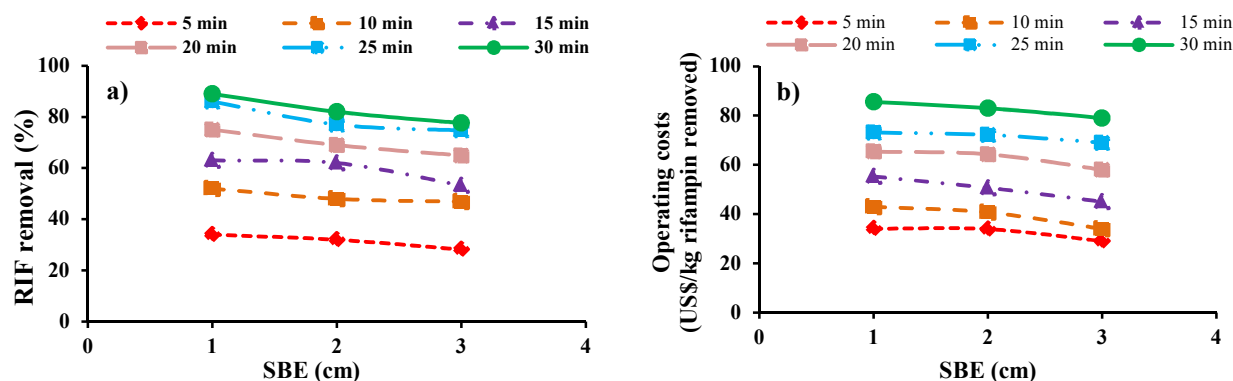


Fig. 3. RIF removal (%) a) operating costs and b) versus d_{ic}
 شکل ۳- کارایی حذف ریفامپین (a) هزینه عملیاتی (b) در برابر فاصله میان الکترودها

بیشترین کارایی حذف ریفامپین پس از ۳۰ دقیقه در ولتاژ ۲۰ ولت اتفاق افتاده است، زیرا افزایش ولتاژ سبب افزایش جریان الکتریکی، هیدروکسیدهای فلزی، تولید گاز هیدروژن و ریزتر شدن سایز حباب‌های آنها می‌شود و در نتیجه کارایی حذف آلاینده بالاتر می‌رود (Chou, et al., 2009, Khatibikamal et al., 2010, Murthy and Parmar, 2011, Ali et al., 2012, Hakizimana et al., 2017, Zhang et al., 2019). اما از طرفی مقدار بالای ولتاژ ممکن است سبب انجام واکنش‌های ثانویه، تغییر بار ذرات کلوئیدی و پراکنده شدن آنها از یکدیگر، کاهش کارایی انعقاد الکتریکی، کاهش عمر الکترودها و بالا رفتن دمای محلول شود. همچنین یون‌های فلزی با سرعتی بیشتر از فرایند انعقاد تولید می‌شوند، در نتیجه هیدروکسیدهای فلزی تشکیل شده توسط شناورسازی آنها با گاز هیدروژن به سرعت حذف خواهد شد و میزان برخورد میان آلاینده‌ها و مواد منعقدکننده کاهش می‌یابد (Khatibikamal et al., 2010, Katal and Pahlavanzadeh, 2011, Hakizimana et al., 2017). همین مسئله موجب شد تا در ولتاژ ۳۰ ولت از زمان ۲۵ دقیقه به بعد میزان کارایی حذف کم شود.

باتوجه به شکل ۴-b در همه زمان‌ها با افزایش ولتاژ میزان هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده افزایش یافته است، زیرا افزایش ولتاژ، سبب افزایش میزان انرژی الکتریکی به دلیل افزایش جریان و الکترود مصرفی به دلیل تشکیل بیشتر هیدروکسیدهای فلزی می‌شود (Chou et al., 2009, Khatibikamal et al., 2010, Murthy and Parmar, 2011, Ali et al., 2012, Hakizimana et al., 2017, Zhang et al., 2019). همچنین کن و همکاران با پژوهش بر روی حذف رنگ راکتیو

کارایی حذف کاهش می‌یابد (Zaidi et al., 2015).

از طرفی طبق شکل ۳-b در همه زمان‌ها هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده با کاهش فاصله میان الکترودها افزایش یافته است، زیرا مشاهده شد که با کاهش فاصله میان الکترودها، مقدار انرژی الکتریکی به دلیل افزایش جریان و الکترود مصرفی به دلیل تشکیل بیشتر هیدروکسیدهای فلزی افزایش می‌یابد (Daneshvar et al., 2003, Modirshahla et al., 2007, Song et al., 2007, Hakizimana et al., 2017). حذف آلاینده نیز افزایش می‌یابد، به همین دلیل برای فواصل مختلف هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده بسیار نزدیک به هم است. بنابراین باتوجه به اینکه کارایی حذف برای فاصله ۱ سانتی‌متر از همه بیشتر است و هزینه‌های عملیاتی برای فواصل مختلف به هم نزدیک هستند؛ فاصله بهینه ۱ سانتی‌متر در نظر گرفته شد.

۳-۳- بررسی اثر ولتاژ

برای بررسی اثر ولتاژ، مقدار pH اولیه، فاصله الکترودها، غلظت اولیه ریفامپین، سرعت اختلاط نمونه و مدت زمان فرایند به ترتیب ۱،۵ سانتی‌متر، ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، ۱۰۰ دور در دقیقه و ۳۰ دقیقه در نظر گرفته شد و الکترودها در حالت افقی مشبک بودند. طبق شکل ۴-a تا قبل از زمان ۳۰ دقیقه، با افزایش ولتاژ از ۱۰ به ۳۰ ولت کارایی حذف افزایش یافت و تنها مورد استثنا در زمان ۳۰ دقیقه مشاهده شد که در این زمان با افزایش ولتاژ از ۲۰ به ۳۰ ولت بازدهی حذف کاهش یافته است. بنابراین در این پژوهش



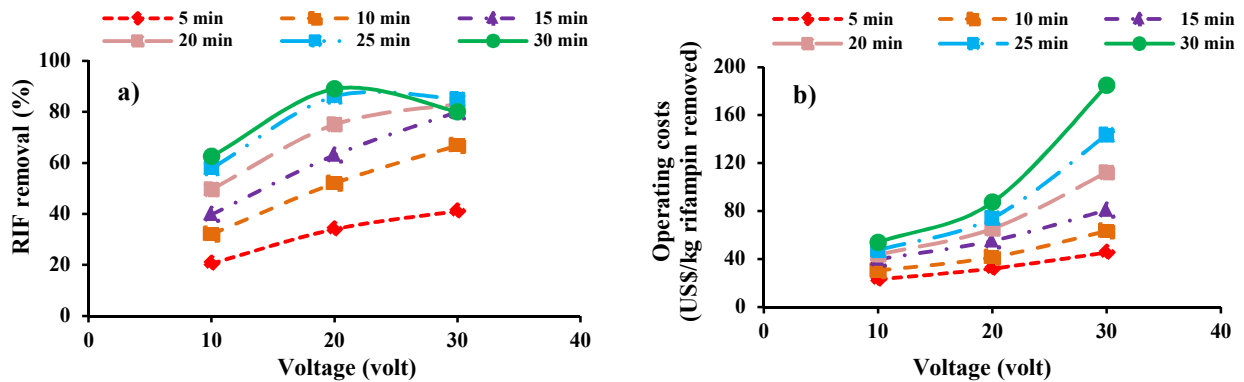


Fig. 4. RIF removal (%) a) operating costs and b) versus voltage

شکل ۴- کارایی حذف ریفامپین (a) هزینه عملیاتی و (b) در برابر ولتاژ

یافته اما از آن پس با افزایش سرعت تا ۵۰۰ دور در دقیقه کاهش یافته است (Daneshvar et al., 2003).

همچنین کن و همکاران با پژوهش بر روی حذف رنگ راکتیو به وسیله فرایند انعقاد الکتریکی به این نتیجه رسیدند که با افزایش سرعت اختلاط از ۱۰۰ به ۲۰۰ دور در دقیقه کارایی حذف افزایش و سپس با افزایش سرعت از ۲۰۰ دور دقیقه کارایی حذف کاهش یافته است. همچنین نشان دادند که کمترین هزینه عملیاتی فرایند به ازای کیلوگرم آلاینده حذف شده در سرعت اختلاط ۲۰۰ دور در دقیقه اتفاق افتاده است (Can et al., 2003).

طبق شکل ۵-b و مشابه پژوهش انجام شده توسط کن و همکاران که پیش تر بیان شد، در این پژوهش نیز کمترین هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده مربوط به سرعت اختلاط ۲۰۰ دور در دقیقه است. زیرا در این سرعت اختلاط کارایی حذف بیشتر، در نتیجه هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده کاهش یافته است (با صرف نظر از انرژی مصرفی برای تأمین سرعت اختلاط توسط همزن). بنابراین، بر اساس کارایی حذف و هزینه عملیاتی در نهایت برای بررسی پارامترهای بعدی سرعت اختلاط بهینه بر مبنای این دو فاکتور ۲۰۰ دور در دقیقه انتخاب شد (Can et al., 2003).

۳-۵- بررسی اثر غلظت اولیه ریفامپین

برای بررسی اثر غلظت اولیه ریفامپین، مقدار pH اولیه، فاصله الکترودها، ولتاژ، سرعت اختلاط نمونه و مدت زمان فرایند به ترتیب ۵، ۱ سانی متر، ۲۰ ولت، ۲۰۰ دور در دقیقه و ۳۰ دقیقه

به وسیله فرایند انعقاد الکتریکی به این نتیجه رسیدند که با افزایش دانسیته جریان هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم آلاینده حذف شده، افزایش یافته است (Can et al., 2003). بنابراین در این پژوهش با وجود اینکه ولتاژ ۱۰ ولت کمترین هزینه عملیاتی را داشت، اما با توجه به اینکه کارایی حذف در ولتاژ ۲۰ ولت پس از ۳۰ دقیقه به ۹۰ درصد رسید و برای ولتاژ ۱۰ ولت به درصد ۶۲/۵۱ رسید، ولتاژ بهینه ۲۰ ولت انتخاب شد.

۳-۴- بررسی اثر سرعت اختلاط نمونه

برای بررسی اثر سرعت اختلاط نمونه، مقدار pH اولیه، فاصله الکترودها، ولتاژ، غلظت اولیه ریفامپین و مدت زمان فرایند به ترتیب ۵، ۱ سانی متر، ۲۰ ولت، ۱۰ میلی گرم در لیتر و ۳۰ دقیقه در نظر گرفته شد و الکترودها در حالت افقی مشبک بودند. مطابق شکل ۵-a با افزایش سرعت اختلاط از ۱۰۰ به ۲۰۰ دور در دقیقه کارایی حذف به دلیل انتقال و پخش مؤثر مواد منعقدکننده افزایش یافته و از آن پس با افزایش سرعت، احتمالاً به دلیل ناپایداری سازی فلاک‌های منعقدکننده و جداسازی آلاینده‌های چسبیده به آنها کارایی حذف مجدداً کم شده است (Can et al., 2003, Daneshvar et al., 2003, Bayar et al., 2011).

این کاهش‌ها و افزایش‌های کارایی حذف از سرعت ۱۰۰ تا ۳۰۰ دور در دقیقه به صورت جزئی بود. در این راستا می‌توان به پژوهش دانشور و همکاران بر روی حذف رنگ توسط روش انعقاد الکتریکی اشاره کرد، به طوری که نشان دادند با افزایش سرعت اختلاط نمونه از صفر تا ۱۰۰ دور در دقیقه کارایی حذف افزایش



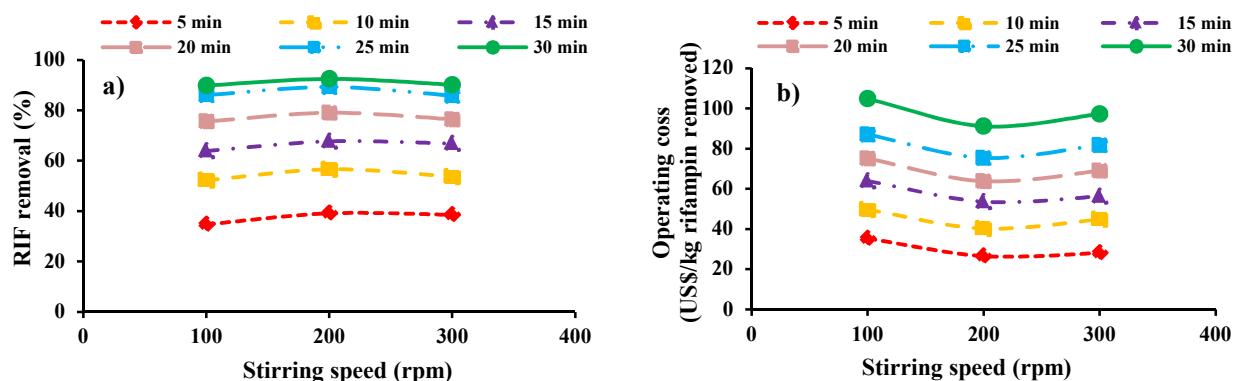


Fig. 5. RIF removal (%) a) operating costs and b) versus stirring speed

شکل ۵- کارایی حذف ریفامپین (a) هزینه عملیاتی و (b) در برابر سرعت اختلاط نمونه

به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده کاهش می‌یابد. از طرفی لازم به ذکر است که در غلظت اولیه ۵ میلی‌گرم در لیتر، در زمان ۱۰ دقیقه تقریباً بیشتر ریفامپین از محلول حذف شد، بنابراین از آن پس با افزایش زمان به دلیل عدم حذف آلاینده، میزان هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده بیشتر افزایش یافته است و نامطلوب است. همچنین کن و همکاران با پژوهش بر روی حذف رنگ راکتیو به وسیله فرایند انعقاد الکتریکی به این نتیجه رسیدند که با افزایش غلظت اولیه رنگ هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم آلاینده حذف شده، کاهش یافته است (Can, et al., 2003). بنابراین با وجود غلظت اولیه ریفامپین ۳۰ میلی‌گرم در لیتر دارای کمترین هزینه عملیاتی است، اما با توجه به اینکه کارایی حذف در غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر پس از ۳۰ دقیقه به ۹۲/۴۹ درصد رسیده است و برای غلظت ۳۰ میلی‌گرم در لیتر به ۵۵ درصد انتخاب شد. بنابراین، بر اساس کارایی حذف و هزینه عملیاتی در نهایت برای بررسی پارامترهای بعدی غلظت اولیه ریفامپین بهینه بر مبنای این دو فاکتور ۱۰ میلی‌گرم در لیتر انتخاب شد.

۳-۶- بررسی اثر شکل و چیدمان الکترودها در داخل راکتور

برای بررسی اثر نحوه قرارگیری الکترودها داخل راکتور و شکل آنها، مقدار pH اولیه، فاصله الکترودها، ولتاژ، سرعت اختلاط نمونه، غلظت اولیه ریفامپین و مدت زمان فرایند به ترتیب ۵، ۱ سانتی‌متر، ۲۰ ولت، ۲۰۰ دور در دقیقه، ۱۰ میلی‌گرم در لیتر و ۳۰ دقیقه در نظر گرفته شد. مطابق شکل ۷-a در همه زمان‌ها کارایی

در نظر گرفته شد و الکترودها در حالت افقی مشبک بودند. مطابق شکل ۶-a در همه زمان‌ها با افزایش غلظت اولیه ریفامپین میزان کارایی حذف فرایند کاهش می‌یابد، زیرا طبق قانون فارادی برای چگالی جریان و زمان مشخص میزان هیدروکسیدهای فلزی تولیدی ثابت است. در واقع با افزایش میزان غلظت آلاینده، میزان هیدروکسیدهای فلزی موردنیاز برای حذف آن افزایش می‌یابد (Zaidi et al., 2015). به عبارت دیگر یکی از راه‌های حذف آلاینده در فرایند انعقاد الکتریکی فرایند جذب سطحی بر روی فلاک‌های هیدروکسید فلزی است که به دلیل ظرفیت محدود جذب سطحی توسط آنها، در غلظت‌های زیاد آلاینده به علت ناکافی بودن هیدروکسیدهای فلزی تولید شده میزان کارایی حذف کاهش می‌یابد (Modirshahla et al., 2007, Yoosefian et al., 2017). در این راستا می‌توان به پژوهش‌های انجام شده توسط باریشچی و ترکی بر روی حذف سیپروفلوکساسین، پژوهش‌های چاترجی و همکاران بر روی حذف آموکسی‌سیلین و پژوهش انجام شده توسط اوآیسا و همکاران بر روی حذف تتراسایکلین به روش انعقاد الکتریکی اشاره کرد (Barışçi and Turkay, 2016, Chatterjee et al., 2014, Ouaisa et al., 2014). این پژوهشگران با افزایش غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک میزان کارایی حذف کاهش یافته است.

همچنین مطابق شکل ۶-b در همه زمان‌ها با افزایش غلظت اولیه میزان هزینه عملیاتی به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده کاهش یافته است، زیرا با افزایش غلظت اولیه ریفامپین میزان جرم آلاینده حذف در هر زمان افزایش یافته، بنابراین هزینه عملیاتی



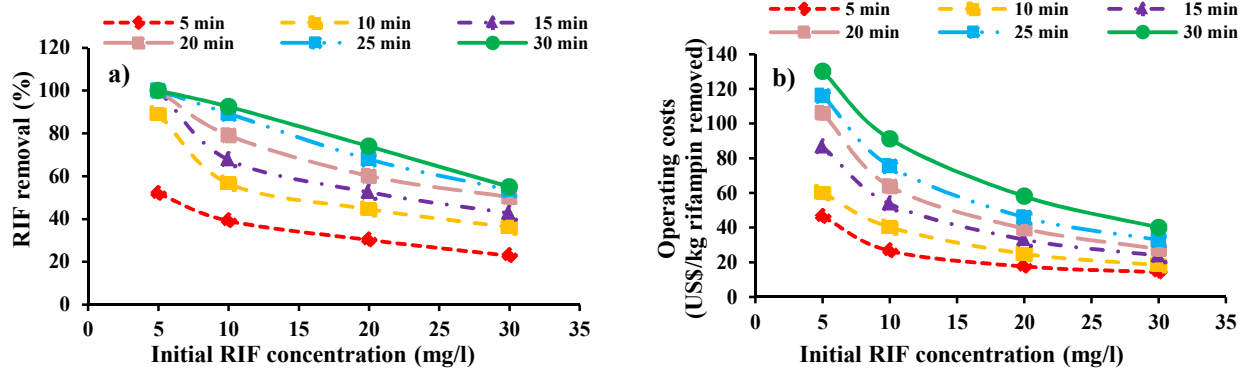


Fig. 6. RIF removal (%) a) operating costs and b) versus initial Rifampin concentration

شکل ۶- کارایی حذف ریفامپین (a) هزینه عملیاتی و (b) در برابر غلظت اولیه ریفامپین

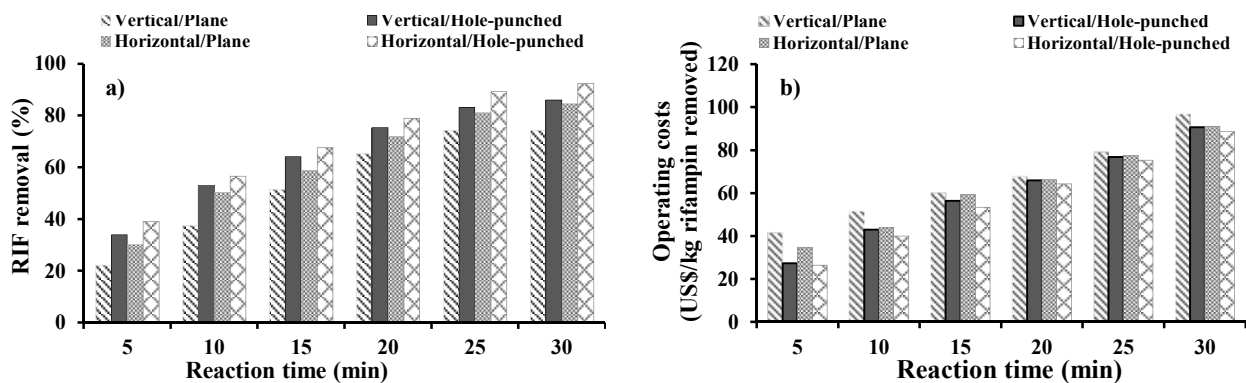


Fig. 7. RIF removal (%) a) operating costs and b) versus shape and arrangement of electrodes

شکل ۷- کارایی حذف ریفامپین (a) هزینه عملیاتی و (b) در برابر شکل و چیدمان الکترودها

نیست. ۲- گاز هیدروژن تولیدی سبب اختلاط مناسب یون‌های فلزی تشکیل شده در آند که در بالای کاتد قرار دارد می‌شوند، بنابراین مواد منعقدکننده در محلول به‌طور یکنواخت پخش شده و کارایی فرایند افزایش می‌یابد (Fouad et al., 2009, El-

Ashtoukhy et al., 2010, Fouad, 2013)

از طرفی کارایی بهتر فرایند انعقاد الکتریکی برای الکترودهای مشبک در مقایسه با الکترودهای غیرمشبک بر اساس بیشتر بودن چگالی جریان به دلیل کاهش سطح مقطع در آنها قابل توجه است. از طرفی شدت میدان الکتریکی در لبه الکترودهای مشبک بیشتر است (Khandegar and Saroha, 2013, Dias et al., 2019). بنابراین در الکترودهای مشبک کارایی فرایند افزایش و زمان تصفیه و مصرف ولتاژ کاهش می‌یابد (Hussin et al., 2017). در این راستا

حذف فرایند به ترتیب برای حالت افقی مشبک، عمودی مشبک، افقی غیرمشبک، عمودی غیرمشبک بیشتر است. بنابراین کارایی حذف فرایند برای حالت افقی بیشتر از حالت عمودی و برای حالت غیرمشبک بیشتر از حالت مشبک است. همچنین مشاهده شد کارایی حذف فرایند در حالت عمودی مشبک بیشتر از حالت افقی غیرمشبک است، زیرا هنگام استفاده از الکترودهای افقی، کاتد در زیر آند به صورت افقی داخل راکتور قرار داده می‌شود. مزیت‌های این حالت عبارت‌اند از: ۱- حباب‌های H_2 تولیدی به صورت یکنواخت در داخل محلول شناور می‌شوند و باعث ایجاد تلاطم در محلول می‌شوند که سبب کارایی بالای شناورسازی و اختلاط خواهد شد، در حالی که در حالت عمودی حباب‌های H_2 تولیدی در کنار الکترودها تشکیل می‌شوند و توزیع آن در محلول یکنواخت



می‌یابد (Chou et al., 2009, Khatibikamal et al., 2010, Murthy and Parmar, 2011, Ali et al., 2012, Hakizimana et al., 2017, Zhang et al., 2019) اما از زمان ۳۵ دقیقه به بعد با افزایش زمان کارایی حذف کاهش یافت، زیرا مقدار بالای زمان ممکن است بر فرایند تأثیر منفی بگذارد. به‌عنوان مثال می‌تواند سبب انجام واکنش‌های ثانویه، تغییر بار ذرات کلوئیدی و پراکنده شدن آنها از یکدیگر، کاهش عمر الکترودها و افزایش دمای محلول که خود سبب انحلال هیدروکسیدهای آلومینیوم در محلول می‌شود و کاهش کارایی انعقاد الکتریکی شود. همچنین یون‌های فلزی با سرعتی بیشتر از فرایند انعقاد تولید می‌شوند، در نتیجه هیدروکسیدهای فلزی تشکیل شده توسط شناورسازی آنها با گاز هیدروژن به‌سرعت حذف خواهد شد و میزان برخورد میان آلایندها و مواد منعقدکننده کاهش می‌یابد. بنابراین در زمان‌های خیلی بالا از یک زمانی به بعد میزان کارایی حذف کم خواهد شد (Khatibikamal et al., 2010, Katal and Pahlavanzadeh, 2017, Hakizimana et al., 2011) همچنین از زمان ۳۰ تا ۳۵ دقیقه کارایی حذف با یک تغییر جزئی از ۹۲/۴۹ به ۹۳/۶۶ درصد افزایش یافت، بنابراین با توجه به اینکه هزینه عملیاتی در این مدت زمان به‌صورت چشمگیر افزایش داشته است، زمان ۳۰ دقیقه به‌عنوان مدت زمان بهینه انتخاب شد.

در این راستا می‌توان به پژوهش اوآیسا و همکاران بر روی حذف تتراسایکلین و زیبدی و همکاران بر روی حذف داکسی‌سایکلین به روش انعقاد الکتریکی اشاره کرد، به‌طوری که نشان دادند که با افزایش زمان کارایی حذف افزایش یافته و از یک زمانی به بعد کارایی حذف ثابت است (Ouaissa et al., 2014, Zaidi et al., 2015)

از طرفی کتل و پهلوان‌زاده با بررسی بر روی حذف فاضلاب کارخانه کاغذسازی نشان دادند که از یک زمانی به بعد با افزایش زمان اثرات جانبی منفی بر فرایند همچون افزایش دمای محلول که خود سبب افزایش انحلال هیدروکسیدهای آلومینیوم و عدم شرکت در فرایند می‌شود، سبب کاهش کارایی حذف فرایند خواهد شد (Katal and Pahlavanzadeh, 2011).

همچنین کن و همکاران با بررسی حذف رنگ راکتیو به‌وسیله فرایند انعقاد الکتریکی به این نتیجه رسیدند که با افزایش زمان هزینه عملیاتی فرایند به‌ازای کیلوگرم آلاینده حذف شده افزایش

می‌توان به پژوهش فواد و همکاران بر روی حذف روغن و پژوهش‌های اشتوخی و همکاران بر روی حذف فلزات سنگین توسط روش انعقاد الکتریکی اشاره کرد. آنها نشان دادند عملکرد فرایند توسط الکترودهای افقی بهتر است (Fouad et al., 2009, El-Ashtoukhy et al., 2010) همچنین خواندگار و ساروها با پژوهش بر روی تصفیه فاضلاب نساجی و دیاز و همکاران با پژوهش بر روی حذف مایعات فلزکاری به این نتیجه رسیدند که کارایی فرایند برای الکترودهای مشبک بهتر است (Khandegar and Saroha, 2013, Dias, et al., 2019)

همچنین مطابق شکل ۷-۷ در همه زمان‌ها هزینه عملیاتی به‌ازای کیلوگرم ریفاپین حذف شده ترتیب برای حالت افقی مشبک، عمودی مشبک، افقی غیرمشبک، عمودی غیرمشبک کمتر است. بنابراین مطابق با آنچه بیان شد، کارایی حذف برای حالت افقی مشبک، چگالی جریان و پخش مؤثر مواد منعقدکننده بیشتر است، در نتیجه هزینه عملیاتی برای این حالت کمتر است. بنابراین، بر اساس کارایی حذف و هزینه عملیاتی در نهایت برای بررسی پارامترهای بعدی الکترودهای افقی مشبک به‌عنوان حالت بهینه انتخاب شد.

۷-۳- بررسی اثر مدت زمان فرایند

برای بررسی اثر مدت زمان فرایند، مقدار pH اولیه، فاصله الکترودها، ولتاژ، سرعت اختلاط نمونه و غلظت اولیه ریفاپین به‌ترتیب ۵، ۱ سانتی‌متر، ۲۰ ولت، ۲۰۰ دور در دقیقه و ۱۰ میلی‌گرم در لیتر در نظر گرفته شد و الکترودها در حالت افقی مشبک بودند (درواقع مقدار فوق، مقدار بهینه به‌دست آمده از بررسی پارامترهای قبل است). مطابق شکل ۸ با افزایش زمان تا ۳۵ دقیقه، کارایی حذف و هزینه عملیاتی فرایند افزایش یافته است، زیرا طبق قانون فارادی زمان و چگالی جریان بر روی میزان مواد منعقدکننده تولید شده از آند و میزان گاز هیدروژن تولید شده از کاتد و اندازه آنها اثرگذار است. افزایش زمان سبب تولید هیدروکسیدهای فلزی و در نتیجه مواد منعقدکننده بیشتر در محلول می‌شود، بنابراین کارایی حذف آلایندها افزایش می‌یابد. از طرفی با افزایش زمان، مصرف انرژی و مصرف الکتروود (به‌دلیل تولید بیشتر مواد منعقدکننده) بیشتر شده، در نتیجه هزینه عملیاتی افزایش



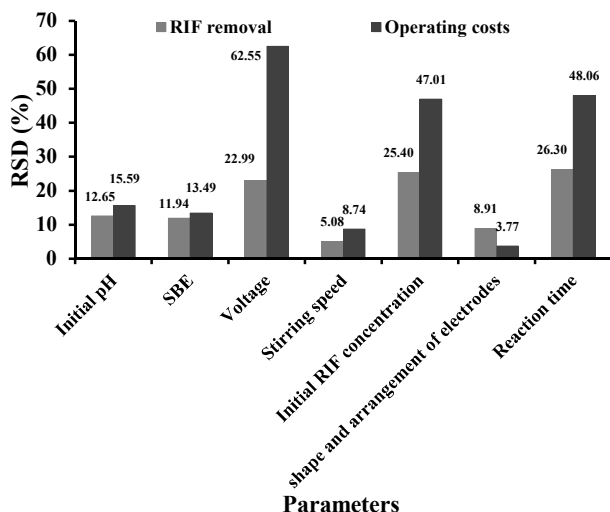


Fig. 9. RSD values for RIF removal and operating costs versus parameters

شکل ۹- مقدار RSD کارایی حذف ریفامپین و هزینه عملیاتی در برابر پارامترها

به ترتیب بر هزینه عملیاتی تاثیر بیشتری دارند. به طوری که در میان پارامترهای بررسی شده، چهار پارامتر مدت زمان فرایند، غلظت اولیه ریفامپین، ولتاژ و pH اولیه دارای اثر بیشتری بر کارایی حذف ریفامپین و هزینه عملیاتی هستند.

۴- نتیجه‌گیری

هدف اصلی از انجام این پژوهش، بررسی فنی-اقتصادی حذف آنتی‌بیوتیک ریفامپین از آب با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی بود. پژوهش در مقیاس آزمایشگاهی و در یک سیستم ناپیوسته با استفاده از فاضلاب مصنوعی حاوی ریفامپین به انجام رسید. نتایج حاصل از پژوهش نشان داد که در شرایط بهینه، یعنی pH اولیه برابر با ۵، فاصله الکترودها ۱ سانتی‌متر، ولتاژ ۲۰ ولت، سرعت اختلاط نمونه ۲۰۰ دور در دقیقه، غلظت اولیه ریفامپین ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، زمان فرایند ۳۰ دقیقه و الکترودهای مشبک با چیدمان افقی، کارایی حذف ریفامپین و هزینه انجام فرایند به ترتیب ۹۲/۴۹ درصد و ۸۹ دلار آمریکا به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده است.

همچنین طبق مقدار به دست آمده برای فاکتور RSD مشاهده شد که در میان پارامترهای بررسی شده، چهار پارامتر مدت زمان فرایند، غلظت اولیه ریفامپین، ولتاژ و pH اولیه دارای اثر بیشتری

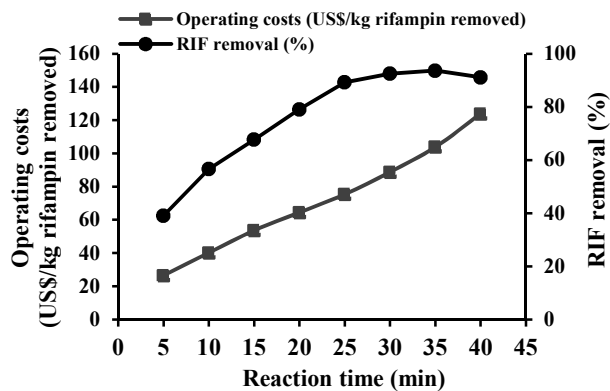


Fig. 8. RIF removal (%) and operating costs versus reaction time

شکل ۸- کارایی حذف ریفامپین و هزینه عملیاتی در برابر مدت زمان فرایند

یافته است (Can et al., 2003). بنابراین در این پژوهش، بر اساس کارایی حذف و هزینه عملیاتی در نهایت مدت زمان بهینه ۳۰ دقیقه انتخاب شد.

۳-۸- شرایط بهینه بدست آمده از OFAT و تعیین میزان اثرگذاری پارامترها بر فرایند

مطابق نتایج بیان شده در بررسی اثر پارامترها، به طور کلی شرایط بهینه به دست آمده از آزمایش‌ها که توسط روش OFAT طراحی شده بود به شرح زیر است:

pH اولیه، فاصله الکترودها، ولتاژ، سرعت اختلاط نمونه، غلظت اولیه ریفامپین و مدت زمان فرایند به ترتیب برابر با ۵، ۱ سانتی‌متر، ۲۰ ولت، ۲۰۰ دور در دقیقه، ۱۰ میلی‌گرم در لیتر و ۳۰ دقیقه است و الکترودها در حالت افقی مشبک هستند. در این حالت بهینه کارایی حذف آنتی‌بیوتیک ریفامپین و هزینه انجام فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف آنتی‌بیوتیک مذکور به ترتیب ۹۲/۴۹ درصد و ۸۹ دلار آمریکا به ازای کیلوگرم ریفامپین حذف شده است. مقدار RSD برای کارایی حذف و هزینه عملیاتی در شکل ۹ آمده است. طبق فاکتور RSD، پارامترهای مدت زمان فرایند، غلظت اولیه ریفامپین، ولتاژ، pH اولیه، فاصله میان الکترودها، شکل و چیدمان الکترودها در داخل راکتور و سرعت اختلاط نمونه به ترتیب بر کارایی حذف ریفامپین و پارامترهای ولتاژ، مدت زمان فرایند، غلظت اولیه ریفامپین، pH اولیه، فاصله میان الکترودها، سرعت اختلاط نمونه و شکل و چیدمان الکترودها در داخل راکتور



آنتی بیوتیک ریفامپین از آب دارد.

۵- قدردانی

این پژوهش به عنوان بخشی از یک پایان نامه کارشناسی ارشد در دانشگاه علم و صنعت ایران به انجام رسیده است. از مجموعه نام برده به دلیل تأمین هزینه ها، مواد و تجهیزات مورد نیاز قدردانی می شود.

بر کارایی حذف ریفامپین و هزینه عملیاتی بودند. به طوری که برای این چهار پارامتر مؤثرتر در محدوده های بررسی شده، با افزایش ولتاژ و مدت زمان فرایند، کارایی حذف و هزینه عملیاتی افزایش یافت و با افزایش غلظت اولیه ریفامپین، کارایی حذف و هزینه عملیاتی کاهش پیدا کرد. همچنین بیشترین کارایی حذف و کمترین هزینه عملیاتی در pH برابر ۵ به دست آمد. به طور کلی می توان نتیجه گرفت که فرایند انعقاد الکتریکی کارایی قابل قبولی در حذف

References

- Ahmadzadeh, S., Asadipour, A., Pournamdari, M., Behnam, B., Rahimi, R. & Dolatabadi, M. 2017. Removal of ciprofloxacin from hospital wastewater using electrocoagulation technique by aluminum electrode: optimization and modelling through response surface methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 538-547.
- Al Aji, B., Yavuz, Y. & Koparal, A. S. 2012. Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Separation and Purification Technology*, 86, 248-254.
- Ali, I., Gupta, V. K., Khan, T. A. & Asim, M. 2012. Removal of arsenate from aqueous solution by electrocoagulation method using Al-Fe electrodes. *International Journal of Electrochemical Science*, 7, 1898-1907.
- Balarak, D., Dashtizadeh, M., Oguike, R. S. & Chandrika, K. 2020. Survey electrocoagulation process in removal of norfloxacin antibiotic from aqueous solutions. *Journal of Pharmaceutical Research International*, 32(3), 53-60.
- Barişçi, S. & Turkay, O. 2016. Optimization and modelling using the response surface methodology (RSM) for ciprofloxacin removal by electrocoagulation. *Water Science and Technology*, 73(7), 1673-1679.
- Baxter, K. & Preston, C. L. 2010. Stockley's drug interactions. 8th Edition. *Pharmaceutical Press London*, England.
- Bayar, S., Yıldız, Y. Ş., Yılmaz, A. E., & İrdemez, Ş. 2011. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *Desalination*, 280(1-3), 103-107.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O. T. & Sozbir, M. 2004. Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117-125.
- Behera, S. K., Kim, H. W., Oh, J. E. & Park, H. S. 2011. Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. *Science of the Total Environment*, 409(20), 4351-4360.
- Bener, S., Bulca, Ö., Palas, B., Tekin, G., Atalay, S. & Ersöz, G. 2019. Electrocoagulation process for the treatment of real textile wastewater: effect of operative conditions on the organic carbon removal and kinetic study. *Process Safety and Environmental Protection*, 129, 47-54.
- Boxall, A. B., Rudd, M. A., Brooks, B. W., Caldwell, D. J., Choi, K., Hichmann, S. et al. 2012. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: what are the big questions?. *Environmental Health Perspectives*, 120(9), 1221-1229.
- Cai, W., Weng, X. & Chen, Z. 2019. Highly efficient removal of antibiotic rifampicin from aqueous solution using green synthesis of recyclable nano-Fe₃O₄. *Environmental Pollution*, 247, 839-846.
- Can, O. T., Bayramoglu, M. & Kobya, M. 2003. Decolorization of reactive dye solutions by electrocoagulation



- using aluminum electrodes. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 42(14), 3391-3396.
- Chatterjee, J., Rai, N. & Sar, S. K. 2014. Kinetic isotherm of amoxicillin antibiotic through adsorption and its removal by electrocoagulation, *Oriental Journal of Chemistry*, 30(2), 775-784.
- Chou, W. L., Wang, C. T. & Huang, K. Y. 2009. Effect of operating parameters on indium (III) ion removal by iron electrocoagulation and evaluation of specific energy consumption. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 467-474.
- Czitrom, V. 1999. One-factor-at-a-time versus designed experiments. *The American Statistician*, 53(2), 126-131.
- Dalvand, A., Gholami, M., Joneidi, A. & Mahmoodi, N. M. 2011. Dye removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of textile wastewater as a clean process. *Clean-Soil, Air, Water*, 39(7), 665-672.
- Daneshvar, N., Ashassi-Sorkhabi, H. & Tizpar, A. 2003. Decolorization of orange II by electrocoagulation method. *Separation and Purification Technology*, 31(2), 153-162.
- Daughton, C. G. & Ternes, T. A. 1999. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change?, *Environmental Health Perspectives*, 107(6), 907.
- Dias, O. A., Muniz, E. P. & da Silva Porto, P. S. 2019. Electrocoagulation using perforated electrodes: an increase in metalworking fluid removal from wastewater. *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification*, 139, 113-120.
- Duarte, J. L. S., Solano, A. M. S., Arguelho, M. L., Tonholo, J., Martínez-Huitle, C. A., & e Silva, C. L. D. P. 2018. Evaluation of treatment of effluents contaminated with rifampicin by fenton, electrochemical and associated processes. *Journal of Water Process Engineering*, 22, 250-257.
- Doble, N., Shaw, R., Rowland-Hill, C., Lush, M., Warnock, D. W. & Keal, E. E. 1988. Pharmacokinetic study of the interaction between rifampicin and ketoconazole. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 21(5), 633-635.
- El-Ashtoukhy, E. S., Zewail, T. M. & Amin, N. K. 2010. Removal of heavy metal ions from aqueous solution by electrocoagulation using a horizontal expanded Al anode. *Desalination and Water Treatment*, 20(1-3), 72-79.
- Espinoza-Quñones, F. R., de Souza, A. R., Módenes, A. N., Trigueros, D. E., de Pauli, A. R., de Souza, P. S. et al. 2016. Removal performance, antibacterial effects, and toxicity assessment of ciprofloxacin treated by the electrocoagulation process. *Water, Air, and Soil Pollution*, 227(12), 460.
- Fouad, Y. O. 2013. Electrocoagulation of crude oil from oil-in-water emulsions using a rectangular cell with a horizontal aluminium wire gauze anode. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 34(2), 214-221.
- Fouad, Y. O. A., Konsowa, A. H., Farag, H. A. & Sedahmed, G. H. 2009. Performance of an electrocoagulation cell with horizontally oriented electrodes in oil separation compared to a cell with vertical electrodes. *Chemical Engineering Journal*, 145(3), 436-440.
- Garcia-Segura, S., Eiband, M. M. S., de Melo, J. V. & Martínez-Huitle, C. A. 2017. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: a general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, 267-299.
- Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P. et al. 2017. Electrocoagulation process in water treatment: a review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404, 1-21.
- Henry, R. 2018. Etymologia: Rifampin. *Emerging Infectious Diseases*, 24(3), 523.
- Hirsch, R., Ternes, T., Haberer, K. & Kratz, K. L. 1999. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 225(1-2), 109-118.
- Hussin, F., Abnisa, F., Issabayeva, G. & Aroua, M. K. 2017. Removal of lead by solar-photovoltaic



- electrocoagulation using novel perforated zinc electrode. *Journal of Cleaner Production*, 147, 206-216.
- Jeong, J., Song, W., Cooper, W. J., Jung, J. & Greaves, J. 2010. Degradation of tetracycline antibiotics: mechanisms and kinetic studies for advanced oxidation/reduction processes. *Chemosphere*, 78(5), 533-540.
- Ji, K., Kim, S., Han, S., Seo, J., Lee, S., Park, Y. et al. 2012. Risk assessment of chlortetracycline, oxytetracycline, sulfamethazine, sulfathiazole, and erythromycin in aquatic environment: are the current environmental concentrations safe?, *Ecotoxicology*, 21(7), 2031-2050.
- Kamarehie, B., Ahmadi, F., Hafezi, F., Abbariki, A., Heydari, R. & Karami, M. A. 2018. Experimental data of electric coagulation and photo-electro-phenon process efficiency in the removal of metronidazole antibiotic from aqueous solution. *Data in Brief*, 18, 96-101.
- Katal, R. & Pahlavanzadeh, H. 2011. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: application to the treatment of paper mill wastewater. *Desalination*, 265(1-3), 199-205.
- Khandegar, V. & Saroha, A. K. 2013. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent—a review. *Journal of Environmental Management*, 128, 949-963.
- Khatibikamal, V., Torabian, A., Janpoor, F. & Hoshyaripour, G. 2010. Fluoride removal from industrial wastewater using electrocoagulation and its adsorption kinetics. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), 276-280.
- Koby, M. & Delipinar, S. 2008. Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 1133-1140.
- Lu, X., Chen, Z. & Yang, X. 1999. Spectroscopic study of aluminium speciation in removing humic substances by Al coagulation. *Water Research*, 33(15), 3271-3280.
- Modirshahla, N., Behnajady, M. A. & Kooshaiian, S. 2007. Investigation of the effect of different electrode connections on the removal efficiency of tartrazine from aqueous solutions by electrocoagulation. *Dyes and Pigments*, 74(2), 249-257.
- Modirshahla, N., Behnajady, M. A. & Mohammadi-Aghdam, S. 2008. Investigation of the effect of different electrodes and their connections on the removal efficiency of 4-nitrophenol from aqueous solution by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 778-786.
- Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R. & Cocke, D. L. 2001. Electrocoagulation (EC) science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29-41.
- Mostafaloo, R., Yari, A. R., Mohammadi, M. J., Khaniabadi, Y. O. & Asadi-Ghalhari, M. 2019. Optimization of the electrocoagulation process on the effectiveness of removal of cefixime antibiotic from aqueous solutions. *Desalination*, 144, 138-144.
- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M. & Al-Marri, M. J. 2017. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24-41.
- Murthy, Z. V. P. & Parmar, S. 2011. Removal of strontium by electrocoagulation using stainless steel and aluminum electrodes. *Desalination*, 282, 63-67.
- Nazari, M. & Ayati, B. 2018. Investigating of anionic surfactant removal using unipolar electro-flotation and electrocoagulation. *Journal of Water and Wastewater*, 29(3), 54-65. (In Persian)
- Ouassia, Y. A., Chabani, M., Amrane, A. & Bensmaili, A. 2014. Removal of tetracycline by electrocoagulation: kinetic and isotherm modeling through adsorption. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 177-184.



- Perlroth, J., Kuo, M., Tan, J., Bayer, A. S. & Miller, L. G. 2008. Adjunctive use of rifampin for the treatment of staphylococcus aureus infections: a systematic review of the literature. *Archives of Internal Medicine*, 168(8), 805-819.
- Rana, F. 2013. Rifampicin an overview', *International Journal of Research in Pharmacy and Chemistry*, 3(1), 83-87.
- Rico, A., Oliveira, R., McDonough, S., Matser, A., Khatikarn, J., Satapornvanit, K., et al. 2014. Use, fate and ecological risks of antibiotics applied in tilapia cage farming in Thailand. *Environmental Pollution*, 191, 8-16.
- Samarghandi, M., Ahmadi-soost, Gh., Shabanloo, A., Majidi, S., Rezaee Vahidian, H., Maroufi, S., et al. 2017. Optimization of electrocoagulation via response surface methodology to remove ciprofloxacin from aqueous media. *Journal of Water and Wastewater*, 28(2), 19-21. (In Persian)
- Song, S., He, Z., Qiu, J., Xu, L. & Chen, J. 2007. Ozone assisted electrocoagulation for decolorization of CI Reactive Black 5 in aqueous solution: an investigation of the effect of operational parameters. *Separation and Purification Technology*, 55(2), 238-245.
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M. & Barceló, D. 2010. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: an overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, 389(3-4), 416-428.
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M. & Zambello, E. 2015. What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? an overview and a discussion on perspectives. *Science of the Total Environment*, 514, 467-491.
- Wishart, D. S., Feunang, Y. D., Guo, A. C., Lo, E. J., Marcu, A., Grant, J. R., et al. 2018. DrugBank 5.0: a major update to the Drug Bank database for 2018. *Nucleic Acids Research*, 46(D1), D1074-D1082.
- Yoosefian, M., Ahmadzadeh, S., Aghasi, M. & Dolatabadi, M. 2017. Optimization of electrocoagulation process for efficient removal of ciprofloxacin antibiotic using iron electrode; kinetic and isotherm studies of adsorption. *Journal of Molecular Liquids*, 225, 544-553.
- Zaidi, S., Chaabane, T. & Msagati, T. A. M. 2015. Electro-coagulation coupled electro-flotation process : feasible choice in doxycycline removal from pharmaceutical effluents. *Arabian Journal of Chemistry*, 12, 0-11.
- Zaied, M. & Bellakhal, N. 2009. Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2-3), 995-1000.
- Zhang, H., Shang, Z., Zhou, C., Xue, Y., Liu, T. & Tan, W. 2019. Electrocoagulation treatment of wet flue-gas desulfurization wastewater using iron-based electrodes: influence of operating parameters and optimization. *International Journal of Electrochemical Science*, 14(3), 3114-3125.
- Zhang, J., Fu, D., Xu, Y. & Liu, C. 2010. Optimization of parameters on photocatalytic degradation of chloramphenicol using TiO₂ as photocatalyst by response surface methodology. *Journal of Environmental Sciences*, 22(8), 1281-1289.
- Ziglam, H. M., Daniels, I. & Finch, R. G. 2004. Immunomodulating activity of rifampicin. *Journal of Chemotherapy*, 16(4), 357-361.

