ORIGINAL ARTICLE

Efficiency of Electrocoagulation, Sedimentation and Filtration Hybrid Process in Removing Chemical Oxygen Demand and Turbidity from Carwash Industrial Wastewater: Optimization by Response Surface Methodology

Mohammad Mahdi Emamjomeh[1],
Hamzeh Ali Jamali[1],
Zohreh Naghdali[2],
Milad Mousazadeh[2]

[1] Assistant Professor, Department of Environmental Health Engineering, Social Determinant of Health Research Center, Faculty of Hralth, Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran
[2] MSc in Environmental Health Engineering, Student Research Committee, Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran

(Received December 9, 2018 ; Accepted March 6, 2019)

Abstract

Background and purpose: Nowadays, rapid growth of car wash industries has led to a demand for wastewater reclamation. In this study, the hybrid process including electrocoagulation/flotation, sedimentation, and filtration were used in treatment of real carwash wastewater.

Materials and methods: In this research, the sample was first entered into the ECF reactor, then entered the retention tank after specific times and eventually passed through filtration. COD was measured by closed reflux colourimetric method and turbidity was measured by Nephelometric method. To optimize the COD and turbidity removal efficiency, a central composite design was used based on response surface methodology (RSM) using Design-Expert version 7.

Results: According to the the RSM model, optimum conditions for pH, electrolysis time, and applied current were 7.67, 1.69 amps and 90 min, respectively, in which COD removal and turbidity removal efficiency were 94.5% and 95%, respectively. The most predicted efficiency for the COD and turbidity removals were 100% and 96.69%, respectively. Electric energy consumption and operating costs were found to be 4.2 kWh / m^3 and 8820 Rials, respectively.

Conclusion: The hybrid treatment process used in this study, seems to be an efficient and cost effective method compared to existing conventional treatment methods used in removing pollutants from carwash wastewater. Therefore, this method can be used to remove pollutants with high concentrations from car wash industry wastewater and in wastewater reclamation.

Keywords: carwash wastewater, electrocoagulation/flotation, filtration, response surface methodology

J Mazandaran Univ Med Sci 2019; 29 (174): 106-120 (Persian).

* **Corresponding Author: Milad Mousazadeh -** Student Research Committee, Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran (E-mail: m.milad199393@gmail.com)

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

پژوهشی

مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران
دوره بیست و نهم شماره 174 تیر سال 1398 (120-106)

کارایی فرآیند هیبریدی انعقاد الکتریکی، ته نشینی و فیلتراسیون جهت حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی و کدورت از پساب صنایع کارواش: بهینه سازی با روش سطح پاسخ

محمدمهدی امام جمعه[1]
حمزه علی جمالی[1]
زهره نقدعلی[2]
میلاد موسی زاده[2]

چکیده

سابقه و هدف: امروزه افزایش صنایع کارواش، منجر به تقاضا برای استفاده مجدد از فاضلاب این صنایع شده است. در این مطالعه از فرایند هیبریدی انعقاد شناورسازی الکتریکی، ته نشینی و فیلتراسیون جهت تصفیه فاضلاب واقعی کارواش استفاده شد.

مواد و روش‌ها: در این تحقیق ابتدا نمونه وارد راکتور انعقاد الکتریکی شده سپس بعد از هر زمان مشخص، وارد مخزن ته نشینی و در نهایت از فیلتراسیون عبور داده شد. مطابق روش استاندارد، COD با روش رفلاکس بسته و کدورت به روش نفلومتری اندازه‌گیری شدند. جهت بهینه سازی راندمان حذف COD و کدورت، از طرح مرکب مرکزی تحت مدل سطح پاسخ با استفاده از نرم افزار Design Expert 7 استفاده شد.

یافته‌ها: براساس مدلRSM، شرایط بهینه برای متغیرهای pH، زمان الکترولیز و شدت جریان به ترتیب برابر 7/67، 1/69 آمپر و 90 دقیقه به دست آمد که راندمان حذف COD و کدورت در این شرایط به ترتیب برابر 94/5 درصد و 95 درصد تعیین گردید. همچنین بیش‌ترین راندمان‌های حذف پیش‌بینی شده برای COD و کدورت به ترتیب برابر 100 درصد و 96/69 درصد تعیین شد. به لحاظ میزان مصرف انرژی برق و هزینه عملیاتی به ترتیب برابر 4/2 کیلووات ساعت بر مترمکعب و 8820 ریال به‌دست آمد.

استنتاج: این فرایند تصفیه ترکیبی به نظر می‌رسد که روشی کارآمد و مقرون به صرفه نسبت به روش‌های متداول تصفیه موجود جهت حذف آلاینده‌ها از فاضلاب کارواش می‌باشد. بنابراین می‌توان از این روش برای حذف آلاینده‌هایی با غلظت بالا از فاضلاب صنایع کارواش و بازیافت پساب استفاده نمود.

واژه های کلیدی: فاضلاب کارواش، انعقاد شناورسازی الکتریکی، فیلتراسیون، مدل سطح پاسخ

مقدمه

امروزه با افزایش جمعیت و رشد روزافزون فعالیت‌های صنعتی، تقاضا برای آب و انگیزه برای جستجوی منابع جایگزین آب مانند استفاده مجدد از فاضلاب تصفیه شده، افزایش یافته است. به علت تنوع فعالیت‌هایی که

مولف مسئول: میلاد موسی زاده - بابل: خیابان نواب صفوی، ش کاظم بیگی - ک معرفت 3 E-mail: m.milad199393@gmail.com
1. استاد، گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات عوامل اجتماعی موثر بر سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی قزوین، قزوین، ایران
2. کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط ، کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشگاه علوم پزشکی قزوین، قزوین، ایران
تاریخ دریافت : 1397/9/18 تاریخ ارجاع جهت اصلاحات : 1397/9/19 تاریخ تصویب : 1397/12/15

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

در کارواش‌ها صورت می‌گیرد، یکی از صنایعی است که مصرف آب در آن بسیار زیاد می‌باشد. طبق گزارشات موسسه بین المللی کارواش، آلاینده‌های مهم موجود در فاضلاب کارواش‌ها شامل: دترجنت‌ها، روغن و چربی، فنل، فلزات سنگین، بقایای بنزین و مواد آلی می‌باشند(4-1). بسیاری از کارواش‌ها، فاضلاب تولیدی خود را بدون هیچ‌گونه پیش تصفیه‌ای مستقیماً وارد فاضلاب‌روهای شهری و یا چاه‌های جذبی می‌کنند. به دلیل این که فاضلاب کارواش‌ها در دسته فاضلاب‌های صنعتی طبقه‌بندی می‌شوند و همچنین به دلیل سطح بالای آلودگی و تنوع مواد آلاینده موجود در این نوع از فاضلاب‌ها و حجم زیاد آب مصرفی، تصفیه این فاضلاب‌ها به علت وجود ترکیباتی با تجزیه‌پذیری پایین مشکل است. روش‌های متعددی برای تصفیه این نوع فاضلاب‌ها پیشنهاد شده‌اند که شامل فیلتراسیون شنی، جذب سطحی، ازن زنی، اکسیداسیون شیمیایی، فرایندهای بیولوژیکی، غشایی و فرایندهای الکتروشیمیایی می‌باشند(8-5).

در مطالعه‌ای، سه روش تصفیه راکتور زیستی غشایی، انعقاد و ازناسیون جهت تصفیه پساب کارواش مورد بررسی گرفت که در این بین روش راکتور زیستی غشایی قادر به حذف بالای 100 درصد جامدات معلق، 99/2 درصد COD، 97/3 درصد TOC و 41 درصد آمونیاک شده بود(7).

در مطالعه زززولی و همکاران، فرایند الکتروکواگولاسیون با الکترود آلومینیوم در پیش تصفیه فاضلاب رختشوی‌خانه بیمارستان در شرایط بهینه موفق به حذف COD، رنگ، فسفات و سورفاکتانت به ترتیب برابر 86 درصد، 98/8 درصد، 94/98 درصد و 66/6 درصد شد(9).

در مطالعه دیگری، فرایند لخته سازی و شناورسازی توانست پارامترهای کدورت و رنگ را به ترتیب بیش‌تر از 90 درصد و 75 درصد از فاضلاب کارواش کاهش دهد(10). همچنین با استفاده از روش تصفیه بیولوژیکی، کاهش حداقلی 95 درصد سورفاکتانت و 87 درصد تا 95 درصد COD از فاضلاب کارواش مشاهده شد(11). مطالعه محمدی و همکاران بر روی الکترودهای آهن و آلومینیوم توسط فرایند انعقاد الکتریکی جهت تصفیه BOD و COD پساب کارواش انجام شد. بر اساس نتایج، راندمان حذف در شرایط بهینه pH برابر 7، ولتاژ 30 ولت و زمان الکترولیز 90 دقیقه، راندمان حذف BOD و COD به ترتیب برابر 83 درصد برای الکترود آهن-آلومینیوم و 94 درصد برای الکترود آهن-آهن به دست آمد(12). با توجه به نتایج مطالعه ایرانپور و همکاران جهت دستیابی به بیش‌ترین میزان حذف COD و رنگ ری اکتیو بلاک 5، شرایط بهینه در pH محلول برابر 5/13، چگالی جریان 15/86 میلی آمپر بر سانتی متر مربع و زمان الکترولیز 57/91 دقیقه مشاهده شد(13). همچنین گزارش شده است که درصد حذف کدورت فرایند انعقاد الکتریکی با الکترود آلومینیوم، pH بهینه 7، در ولتاژ 10 و 30 ولت به ترتیب برابر 75 در صد و 99/59 درصد بود. برای راندمان حذف COD، توسط الکترود آهن، pH بهینه 3، در ولتاژ 10 و 30 ولت به ترتیب برابر 67 درصد و 94 درصد به دست آمد(14).

انعقاد شناورسازی الکتریکی یکی از روش‌های شناورسازی است که موجب ایجاد حباب‌های کوچک در اثر الکترولیز آب می‌شود. هنگامی که جریان پساب در میان دو الکترود قرار می‌گیرد به دلیل برقراری جریان الکتریکی بین الکترودها، یک میدان الکتریکی بین آند و کاتد تشکیل می‌شود که باعث ایجاد لخته توسط ذرات مثبت و منفی می‌شود. به علاوه به محض هیدرولیز آب، هیدروژن و اکسیژن تحت شرایط تحریک الکتریکی به صورت حباب‌های ریز و یکنواخت آزاد شده و به طور عمودی صعود می‌کنند و یک اثر پوششی بر روی سطح فاضلاب ایجاد می‌کنند. مکانیسم اصلی در این فرایند بدین صورت است که چنان‌چه الکترودهای آهن یا آلومینیوم به عنوان آند به کار گرفته شوند، آلاینده‌های موجود به عنوان یک لیگاند با یون‌های فرو

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

یا آلومینیوم رها شده در داخل محلول، ترکیبات پلیمری را تشکیل می‌دهند. حباب‌های اکسیژن که به طور طبیعی در سطح آند تولید می‌شوند، اکسید کننده قوی هستند که می‌توانند مولکول‌های مواد آلی را اکسید کرده و آن‌ها را به ذرات کوچک‌تر تبدیل کنند. حباب‌های هیدروژن تولید شده در کاتد می‌توانند مولکول‌های آلی بسیار پایدار را اصلاح نموده و مقاومت آن‌ها را در برابر اکسیداسیون کاهش دهند(19-15).

در فرایند انعقاد شناورسازی الکتریکی، در هنگام استفاده از الکترودهای آلومینیوم، آلومینیوم در آند حل شده (معادله شماره 1) و گاز هیدروژن از کاتد آزاد می‌شود (معادله شماره 2). در این حین، آلومینیوم تولید شده به عنوان منعقدکننده با آلاینده‌ها ترکیب می‌شود و لخته‌هایی با سایز بزرگ تشکیل می‌دهد. برای اکسیداسیون الکترولیت الکترود آند یون‌های Al^{3+} در محلول آزاد می‌شود و با یون‌های هیدروکسیل تولید شده در کاتد واکنش می‌دهد (معادله شماره 3). هیدروکسیدهای فلزی آلاینده‌های کلوئیدی و یا محلول را جذب و یا ته نشین می‌کنند(22-20). واکنش‌های الکترود در زیر مشخص شده است:

معادله شماره 1 :

Chemical reactions at the anode: $Al \rightarrow Al^{3+} + 3e^-$

معادله شماره 2 :

Chemical reactions at the cathode: $2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 + 2OH^-$

معادله شماره 3 :

Alkaline and Acidic reactions: $Al^{3+} + 3OH^- \leftrightarrow Al(OH)_3 + 3H^+$

از جمله معایب روش انعقاد الکتریکی در مقایسه با سایر فرایندهای تصفیه فاضلاب می‌توان به حل شدن الکترودها و نیاز به جایگزین کردن آن‌ها، مصرف بالای انرژی برق و گران بودن آن در برخی مناطق، نیاز به رسانایی بالا در سوسپانسیون فاضلاب و هم‌چنین ایجاد لایه‌ای از اکسید نفوذناپذیر روی کاتد که منجر به کاهش کارایی سیستم می‌گردد، اشاره کرد(9). تصفیه به کمک فیلتراسیون نیز محدودیت‌ها و مشکلاتی را نیز به همراه خواهد داشت که می‌توان به ایجاد گرفتگی در فیلتر و نیاز به فضای بالا اشاره کرد(23).

در پژوهش مورد نظر، تصفیه پساب کارواش در حذف COD و کدورت با متغیرهای شدت جریان، pH و زمان الکترولیز توسط مدل سطح پاسخ (طرح مرکب مرکزی) جهت طراحی و به حداقل رساندن آزمایشات و تعیین شرایط بهینه انجام شد. در این مطالعه امید است تا با استفاده از این سیستم هیبریدی بتوان راه حلی مناسب جهت تصفیه پساب صنایع کارواش باشد. در این فرایند ابتدا سیستم انعقاد شناورسازی الکتریکی توسط الکترودهای آلومینیوم و در مرحله بعد ته‌نشینی جهت ترسیب مواد آلی صورت می‌گیرد و در نهایت فاز آخر با استفاده از فیلتراسیون شنی و کربن فعال، عمل تصفیه صورت می‌گیرد. این فرایند هیبریدی، دوستدار محیط زیست و مقرون به صرفه می‌باشد و همچنین در به حداقل رساندن هدر رفت آب در خروجی فاضلاب و بازچرخش آب به سیستم نیز موثر است.

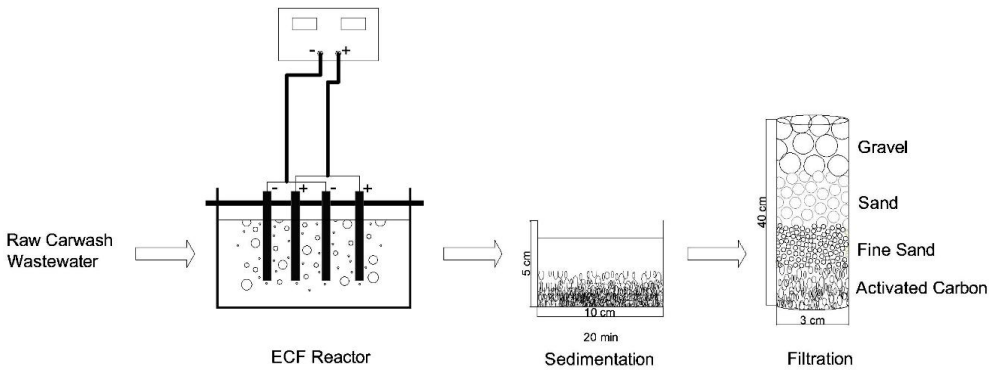
مواد و روش ها

تمامی واحدهای کارواش شهر قزوین به‌صورت دستی فعالیت می‌کنند. نمونه‌های فاضلاب از واحدهای کارواش قرار گرفته شده در شهر قزوین در ساعات مختلف روز به‌صورت مرکب به تعداد 54 نمونه برداشت شد و بلافاصله پس از انتقال نمونه به آزمایشگاه، به انجام آزمایش پرداخته می‌شد. جهت آزمایش COD بر روی نمونه‌ها با استفاده از مواد شیمیایی شامل: دی‌کرومات پتاسیم (شرکت SHARLAU اسپانیا)، اسید سولفوریک غلیظ (MERCK آلمان)، سولفات نقره (SHARLAU اسپانیا)، سولفات جیوه (MERCK آلمان)، پتاسیم هیدروژن فتالات (MERCK آلمان) و اسیدسولفوریک غلیظ 95-97 درصد (MERCK آلمان) صورت گرفت. همچنین از

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

دستگاه‌های راکتور هضم COD (HACH آلمان)، فور، دسیکاتور، ترازوی دیجیتالی (AND ژاپن) و ویال COD (HACH آلمان) استفاده شد.

فرایند هیبریدی مورد استفاده در این مطالعه در تصویر شماره 1 نشان داده شده است. این سیستم شامل سه مرحله: سل انعقاد شناورسازی الکتریکی (ECF)، واحد ته نشینی و فیلتراسیون می‌باشد. فاضلاب ابتدا به راکتور ECF وارد شد، در این سیستم به منظور انجام آزمایش از یک راکتور در مقیاس آزمایشگاهی با ابعاد 30 ×14 ×32 سانتی‌متر مکعب ساخته شده از پلکسی گلاس با گنجایش مفید 3/3 لیتر استفاده شد. تعداد 4 الکترود آلومینیوم با ابعاد 10 × 31/5 میلی‌متر به‌طور عمودی، با فاصله ثابت 2 سانتی‌متر و آرایش تک قطبی از هم قرار داشتند و انتهای هر یک از آن‌ها به منبع تغذیه برق مستقیم (model JPS303D ایران) متصل بود. اختلاط فاضلاب به کمک همزن مغناطیسی (SHA مدل R-50 ایران) با سرعت ثابت 200 دور بر دقیقه انجام گرفت. جهت تنظیم pH پساب اولیه توسط اسید سولفوریک و هیدروکسید سدیم 0/1 نرمال با کنترل توسط pH متر (CONSORT C831 بلژیک) به داخل راکتور تزریق شد و عمل انعقاد شناورسازی الکتریکی صورت می‌گرفت. نمونه‌های 20 میلی‌لیتری از میانه راکتور در فواصل زمانی مشخص برداشت می‌شد و سپس نمونه فاضلاب تصفیه شده به مخزن ته نشینی انتقال یافت و به مدت 20 دقیقه ته‌نشینی صورت گرفت. در آخرین مرحله تصفیه، نمونه رویی از مخزن ته‌نشینی برداشت و از فیلتراسیون عبور داده شد. فیلتراسیون شنی و کربن فعال مورد استفاده در این مطالعه، حاوی 4 قسمت از بالا به پایین شامل: گراول، شن، شن ریز و کربن فعال بود. در مطالعه حاضر فرایندهای مورد استفاده به‌صورت ناپیوسته (Batch) می‌باشد. ستون فیلتراسیون مورد استفاده با ارتفاع 40cm و قطر داخلی 3cm بود. ستون مورد نظر تا ارتفاع 27cm از سه لایه گراول، شن و شن ریز پر شد و انتهای آن نیز کربن فعال در حدود 9cm پر شد. از آن‌جایی‌که جریان رو به پایین می‌باشد، جهت جلوگیری از کانالیزه شدن جریان در طول ستون، ارتفاع آب روی بستر فیلتر 4 cm در نظر گرفته شد. دانه‌بندی ذرات با استفاده از مش، برای گراول 19/05 mm، شن 12/7 mm و شن ریز 4/75 mm و همچنین کربن فعال با دانه‌بندی 3/5 mm تعیین شدند. جهت عدم گرفتگی فیلتر و همچنین شستشوی فیلتراسیون بعد از هر آزمایش با استفاده از اسید سولفوریک 10 درصد وزنی و سپس با آب مقطر شستشو انجام می‌شد. به دلیل تشکیل لجن در کف و سطح راکتور، جهت نمونه برداری سعی شد نمونه‌ها از قسمت میانی راکتور که قسمت زلال را تشکیل می‌دهد، برداشت انجام شود تا در عمل فیلتراسیون و ته‌شینی، کم‌ترین اختلال رخ دهد.



تصویر شماره 1: نمای شماتیک سیستم تصفیه هیبریدی

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

آنالیز فاضلاب خام و تصفیه شده جهت اندازه‌گیری COD طبق دستور استاندارد 5220D (Closed reflux colorimetric) کتاب استاندارد متود آزمایشات آب و فاضلاب(15) با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری مدل (Hach– DR 6000 - Germany) و جهت سنجش کدورت به روش نفلومتری با دستگاه اسپکتروفتومتری مدل (Hach– 2100 AN - Germany) انجام شد. بر اساس آزمایشات مقدماتی که در دامنه وسیعی از هر یک از متغیرهای مستقل صورت گرفت، محدوده متغیرها مشخص شد. اثر متغیرهای مستقل شامل: pH (5، 7 و 9)، زمان الکترولیز (30، 60 و 90 دقیقه) و شدت جریان الکتریکی (1، 1/5 و 2 آمپر) می‌باشد. طبق جدول شماره 1، سطوح مختلف هر متغیر بر اساس پارامتر قابلیت چرخش پذیری مدل CCD تعیین شده است(24). در این مطالعه، روش سطح پاسخ (RSM) روی اثرات و رابطه بین متغیرهای فرایند جهت به حداکثر رساندن راندمان حذف COD و کدورت انجام شد و هدف آن تعیین شرایط بهینه بود. آزمایش‌های طراحی شده در این تحقیق از طریق نرم‌افزار Design Expert 7 به روش طراحی مرکب مرکزی (CCD) انجام گرفته است. این بررسی یک طراحی مرکب مرکزی شامل 20 آزمایش بوده (محدوده بررسی متغیرها جهت طراحی آزمایش توسط روش سطح پاسخ در جدول شماره 2 ارائه شد) و متغیرهای بررسی شده در پنج سطح کدبندی شدند. بر اساس مدل RSM جهت کاهش خطا، آزمایشات به‌صورت دوبار تکرار انجام شدند. برای راستی آزمایی نتایج به‌دست آمده نیز از مدل در شرایط بهینه پیش بینی شده توسط مدل، آزمایشات اضافی انجام و نتایج آزمایشگاهی با نتایج به‌دست آمده از مدل مقایسه گردید. سه متغیر pH، شدت جریان و زمان الکترولیز به‌عنوان متغیر مستقل مشخص شدند. متغیرهای مستقل به حالت کد شده و بدون بعد تبدیل شدند. این کار برای امکان‌پذیر کردن مقایسه متغیرهای با ماهیت و واحدهای اندازه‌گیری مختلف، تنظیم نقص برازش و کاهش خطا در تحلیل آماری معادله چند جمله‌ای درجه دوم انجام شد.

جدول شماره1: مقادیر واقعی و کدبندی شده متغیرهای مستقل (24)

متغیر	سطح واقعی و کدگذاری شده				
	-1/68	1	0	1	+1/68
pH (A)	3/64	5	7	9	10/36
شدت جریان (آمپر) (B)	0/66	1	1/5	2	2/34
زمان الکترولیز (دقیقه) (C)	9/55	30	60	90	110/45

جدول شماره 2: ماتریس طراحی آزمایشات مرکب مرکزی و پاسخ های مربوطه برای حذف COD و کدورت

آزمایشات	pH	شدت جریان (آمپر)	زمان الکترولیز (دقیقه)	راندمان حذف (درصد)			
				COD		کدورت	
				آزمایشگاهی	پیش بینی شده	آزمایشگاهی	پیش بینی شده
1	5	2	90	96/59	95/26	97	100/11
2	5	2	30	70/51	69/83	80/50	75/51
3	7	1/5	9/55	57	56/95	65/13	68/04
4	7	2/34	60	89	86/97	92/53	92/08
5	7	1/5	60	95/61	94/84	87/51	90/72
6	7	1/5	60	98/15	94/84	92/44	90/72
7	7	1/5	60	95/85	94/84	90/25	90/72
8	9	2	90	96/9	99/97	92	88/59
9	9	1	90	93/5	95/26	89/58	91/37
10	7	1/5	110/45	97/63	96/15	94/80	96/31
11	7	1/5	60	94/20	94/84	92/70	90/72
12	9	2	30	61/37	63/59	78/88	82/40
13	7	0/66	60	97/07	97/56	67	71/87
14	7	1/5	60	94/49	94/84	95/71	90/72
15	3/64	1/5	60	90	92/98	66/80	70/20
16	7	1/5	60	90/50	94/84	86/48	90/72
17	5	1	30	89/12	87/13	48/41	48/69
18	10/36	1/5	60	90/46	85/95	87/80	88/82
19	5	1	90	98/51	97/37	82/75	76/11
20	9	1	30	75/07	74/96	88/59	82/36

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

برای پیش‌بینی شرایط بهینه از معادله شماره 4 که یک مدل چند جمله‌ای تجربی درجه دوم است، استفاده شد(25):

معادله شماره 4 :

$$y = \beta_0 + \sum_{i=1}^{k} \beta_i x_i + \sum_{i=1}^{k} \beta_{ii} x_i^2 + \sum_{1 \le i \le j}^{k} \beta_{ij} x_i x_j + \varepsilon$$

که در آن i ثابت خطی، j ثابت درجه دوم، β_i ثابت رگرسیون، β_{ij} ضریب ثابت واکنش، x_i و x_j متغیرهای مستقل کد شده، k تعداد فاکتورهای مورد مطالعه و بهینه شده در آزمایش‌ها، ε خطای تصادفی و y به عنوان پاسخ (راندمان حذف COD و کدورت) می‌باشد. همچنین راندمان‌های حذف طبق معادله شماره 5 محاسبه شدند(26).

معادله شماره 5 :

$$\text{Removal efficiency } (Y) = \left(\frac{C_0 - C}{C_0}\right) \times 100$$

پاسخ‌هایی که در مدل هستند، شامل راندمان های حذف COD و کدورت می باشند. C_0 و C، به ترتیب غلظت آلاینده اولیه (قبل تصفیه) و نهایی (بعد تصفیه) می باشند. یکی از مهم ترین پارامترهای تاثیرگذار بر فرایند انعقاد شناورسازی الکتریکی جهت تصفیه فاضلاب، میزان مصرف برق می باشد، میزان مصرف انرژی الکتریکی طبق معادله شماره 6 محاسبه شد(27):

معادله شماره 6 :

$$\text{Energy Consumption } (\text{kWh/m}^3) = \frac{V \cdot I \cdot t}{\text{treated volume (l)}}$$

در این رابطه: E مقدار انرژی مصرفی (کیلووات ساعت بر مترمکعب)، V ولتاژ سل (ولتاژ)، I شدت جریان (آمپر)، l حجم نمونه داخل راکتور (مترمکعب) و t زمان الکترولیز (ساعت) می‌باشد.

یافته ها

خصوصیات فاضلاب کارواش

غلظت اکسیژن مورد نیاز شیمیایی، pH و کدورت فاضلاب خام به ترتیب در محدوده 229-1446 میلی‌گرم بر لیتر، 7/7-8/2 و NTU 137-2250 قرار داشت.

تایید مدل سطح پاسخ

در طراحی آزمایش، به دلیل این که فقط بخشی از آزمایشات انجام می‌گیرد، باید از نتایج اطمینان یافت. آنالیز واریانس روش استاندارد آماری است که داده‌ها را از نظر کمی و کیفی بررسی می‌کند و میزان معنی دار بودن تأثیر هر فاکتور را بر پاسخ مورد نظر بررسی می‌کند. نتایج آنالیز واریانس و رگرسیون طبق جدول شماره 3، نشان می‌دهد که اهمیت آماری مدل‌های برازش درجه دوم معنی دار بود. پارامتر دقت کافی نسبت سیگنال به نویز را اندازه گیری می‌کند که در حالت کلی نسبت بزرگ‌تر از 4 مطلوب است(28). در این تحقیق، دقت کافی برای پاسخ‌های اکسیژن مورد نیاز شیمیایی و کدورت به ترتیب برابر با 19/96 و 14/47 می‌باشد که کفایت مدل درجه دوم برای پیش‌بینی نتایج را نشان می‌دهد. ضریب تبیین و ضریب تبیین اصلاح شده نسبتاً مقادیر بالا (به ترتیب بیش تر از 92 درصد و 84 درصد) می‌باشد و ضرایب همبستگی، معادله درجه دوم را تأیید می‌نماید. مقدار ضریب تبیین نسبتاً بالا، دقت معادله درجه دوم را برای pH، شدت جریان و زمان تماس نشان می‌دهد. بر اساس مدل، مقدار احتمال پاسخ‌ها کم تر از 0/05 یافت شد، بنابراین می‌توان خاطر نشان شد که مدل‌ها معنی دار می‌باشند.

جدول شماره 3: نتایج تحلیل واریانس و کفایت مدل مرتبه دوم طراحی آزمایش

پاسخ ها	معادله نهایی	سطح معناداری	احتمال نقص برازش	ضریب تبیین	ضریب تبیین اصلاح شده	دقت کافی	انحراف معیار	ضریب تغییرات	مجموع مربعات خطای باقیمانده پیش بینی شده
اکسیژن مورد نیاز شیمیایی	$94.84 - 2.09A - 3.15B + 11.66C + 2.49AC + 4.05BC + -1.9A^2 - 6.47C^2$	<0/0001	0/25	0/97	0/94	19/96	3/05	3/44	509/27
کدورت	$90.72 + 5.54A + 6.01B + 8.4C - 6.29AB - 4.60AC - 3.69A^2 - 3.09B^2 - 3.02C^2$	0/0002	0/12	0/92	0/84	14/47	5/03	83/84	2247/10

A: pH، B: شدت جریان (آمپر)، C: زمان الکترولیز (دقیقه)

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

جداول شماره 4 و 5 نتایج آنالیز واریانس برای معادله درجه دوم سطح پاسخ راندمان حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی و کدورت نشان می‌دهد. طبق جدول شماره 4، مشاهده می‌شود که ضریب خطی pH(A)، شدت جریان (B) و زمان الکترولیز (C) اثر معنی‌داری بر راندمان حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی داشت. معادله درجه دوم $pH(A^2)$ و زمان الکترولیز (C^2) و همچنین ضرایب دو عامل AC و BC اثر معنی‌داری بر راندمان حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی دارند. طبق جدول شماره 5، در راندمان حذف کدورت، pH (A)، شدت جریان (B)، زمان الکترولیز (C)، ضرایب دو عامل AB، AC و روابط درجه دوم $pH(A^2)$، زمان الکترولیز (C^2) دارای اثر معنی‌داری می‌باشند ($P<0/05$).

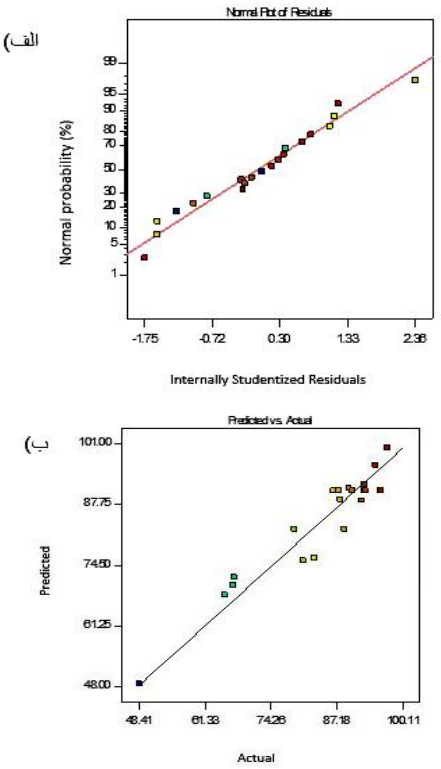
جدول شماره 4: نتایج آنالیز واریانس و متغیرهای پیشگو در مدل پیش بینی کننده راندمان حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی

منبع تغییرات	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	سطح معنی داری	سطح معنی داری Prob>F
مدل	2874/03	9	319/34	34/36	<0/0001
A- pH	59/59	1	59/59	6/41	0/0298
B-شدت جریان	135/34	1	135/34	14/56	0/0034
C-زمان الکترولیز	1855/15	1	1855/15	199/63	<0/0001
AB	16/94	1	16/94	1/82	0/2068
AC	49/50	1	49/50	5/33	0/0437
BC	131/06	1	131/06	14/10	0/0038
A2	52/16	1	52/16	5/61	0/0393
B2	11/95	1	11/95	1/29	0/2832
C2	602/99	1	9/29	64/89	<0/0001
خطای باقیمانده	92/93	10	12/20		
عدم برازش	61/00	5	6/39	1/91	72/24
خطای خالص	31/93	5			
مجموع	2966/96	19			

جدول شماره 5: نتایج آنالیز واریانس و متغیرهای پیشگو در مدل پیش بینی کننده راندمان حذف کدورت

منبع تغییرات	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F-Value	سطح معنی داری Prob>F
مدل	2824/26	9	313/81	12/43	0/0002
A- pH	418/80	1	418/80	16/58	0/0022
B-شدت جریان	493/15	1	493/15	19/53	0/0013
C-زمان الکترولیز	964/49	1	964/49	38/19	0/0001
AB	358/45	1	358/45	14/19	0/0037
AC	169/37	1	169/37	6/71	0/0270
BC	3/96	1	3/96	0/16	0/7004
A2	226/51	1	226/51	8/79	0/0135
B2	137/87	1	137/87	5/46	0/0416
C2	131/64	1	131/64	5/21	0/0455
خطای باقیمانده	252/56	10	25/26		
عدم برازش	192/37	5	38/47	3/20	0/1140
خطای خالص	60/18	5	12/04		
مجموع	3076/81	19			

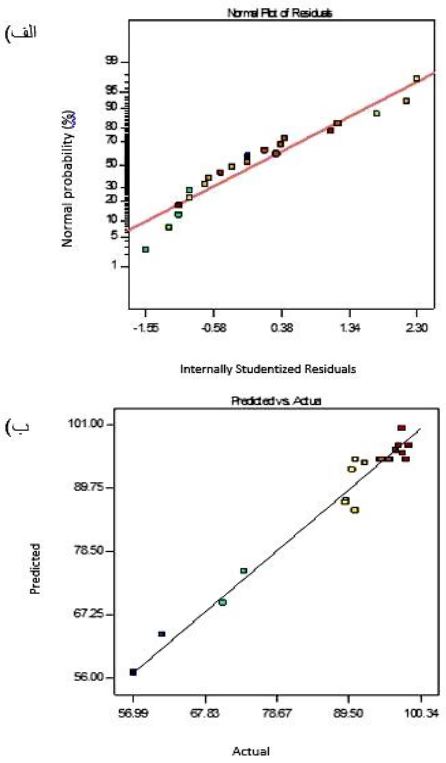
یکی از راه‌های ارزیابی صحت مدل بررسی نمودار احتمال نرمال باقیمانده‌هاست. در صورتی که باقیمانده‌ها دارای توزیع نرمال با میانگین صفر و واریانس ثابت و همچنین باقیمانده‌ها مستقل باشند، تحلیل آزمایش‌ها و استفاده از مدل‌ها صورت می‌گیرد. در یک نمودار احتمال نرمال باقیمانده‌ها اگر نقاط روی یک خط مستقیم قرار گیرند یعنی توزیع نرمال باقیمانده‌ها را نشان می‌دهد(30،29). نمودار 1-الف، احتمال نرمال باقیمانده‌ها را نشان می‌دهد که بیانگر میزان پیروی باقیمانده‌های درصد حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی از توزیع نرمال است. در مورد صحت مدل، نقاط باید تقریباً یک خط مورب را دنبال کنند که این مسئله در نمودار مشخص است. همچنین طبق نمودار شماره 1-ب، مقادیر پیش‌بینی شده متغیرهای وابسته مطالعه شده را در مقابل مقادیر واقعی آن‌ها در راندمان حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی برای تشخیص رضایت بخشی الگو نشان می‌دهد.



نمودار شماره 1: پراکنش باقیمانده ها در مقابل مقادیر برازش داده شده در حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی

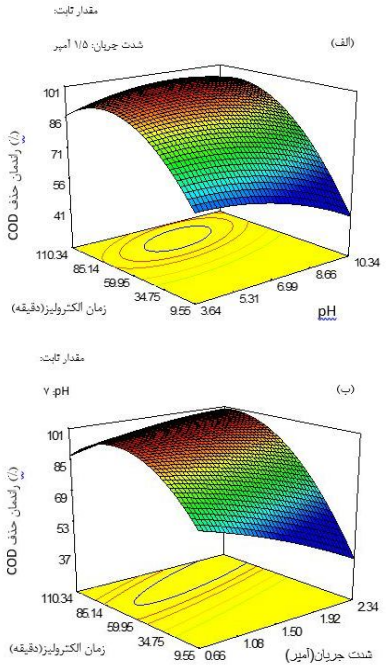
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

نمودار شماره 2-الف نیز نمودار احتمال نرمال باقیمانده‌ها را برای راندمان حذف کدورت نشان می‌دهد. همچنین بر اساس نمودار شماره 2- ب، مقادیر پیش بینی شده متغیرهای وابسته مطالعه را در مقابل مقادیر واقعی آن‌ها برای راندمان حذف کدورت نشان می‌دهد. همچنین داده‌های به‌دست آمده از انجام آزمایش‌ها با داده‌های پیش‌بینی شده توسط مدل توافق قابل قبولی دارند. بنابراین فرضیه توزیع نرمال داده‌ها معتبر است.

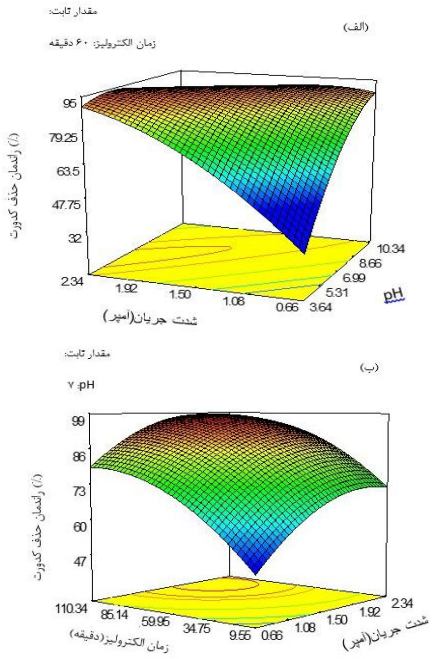


نمودار شماره 2: پراکنش باقیمانده ها در مقابل مقادیر برازش داده شده در حذف کدورت

گراف‌های سطح پاسخ سه بعدی برای راندمان حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی و کدورت در تصاویر شماره 2 و 3 نشان داده شده است. تشخیص اثر پارامترهای مورد مطالعه بر نتایج حاصل شده، مهم است. بنابراین اثرات متقابل pH، زمان الکترولیز و شدت جریان بر پاسخ خروجی راندمان حذف مشخص شده است.



تصویر شماره 2: گراف سطح پاسخ سه بعدی برای راندمان حذف COD، (الف) متغیر زمان الکترولیز در برابر pH (با شدت جریان ثابت 1/5 آمپر) و (ب) متغیر زمان الکترولیز در برابر شدت جریان (با pH ثابت 7)



تصویر شماره 3: گراف سطح پاسخ سه بعدی برای راندمان حذف کدورت، (الف) متغیر شدت جریان الکتریکی در برابر pH (با زمان الکترولیز ثابت 60 دقیقه) و (ب) متغیر زمان الکترولیز در برابر شدت جریان (با pH ثابت 7)

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

اثر pH

برای تأیید اثر pH پساب بر راندمان حذف، آزمایش‌ها با تنظیم pH در فاصله 3/64 تا 10/36 و زمان الکترولیز در محدوده 110/45 – 9/55 دقیقه انجام شد. در فاصله pH 5 تا 9، بیش‌ترین مقدار راندمان حذف مشاهده شد. به طوری که در pH برابر 9، بیش‌ترین راندمان حذف COD برابر با 99/97 درصد به دست آمد. همچنین در pH برابر 5، راندمان حذف کدورت برابر 100 درصد مشاهده شد. طبق تصویر شماره 2-الف، در شدت جریان الکتریکی 1/5 آمپر، با افزایش pH از حدود 5 تا 10 در زمان الکترولیز بالا و پایین، راندمان حذف COD به تدریج افزایش یافته است. این افزایش راندمان در زمان‌های بالا چشمگیرتر بوده است. همچنین در pH پایین با افزایش زمان الکترولیز، راندمان حذف COD تا حدودی افزایش سپس کاهش یافت. اما در pH بالا با افزایش زمان الکترولیز، مقادیر حذف افزایش قابل توجهی تا حدود 100 درصد داشته است. تصویر شماره 3-الف، اثرات متقابل شدت جریان و pH را در راندمان حذف کدورت نشان می‌دهد. در زمان الکترولیز 60 دقیقه و سطح پایین شدت جریان، pH اولیه اثر قابل توجهی داشت؛ با افزایش pH، راندمان حذف افزایش زیادی داشته است. با افزایش pH و شدت جریان، راندمان حذف نیز افزایش می‌یابد، ولی این افزایش تا حدودی است و در pH خیلی بالا و شدت جریان خیلی بالا این روند معکوس می‌شود. بیش‌ترین راندمان در pH خنثی و شدت جریان حدود 2 آمپر مشاهده شد.

اثر شدت جریان

تصویر شماره 2-ب، اثر متقابل شدت جریان الکتریکی و زمان الکترولیز بر راندمان حذف COD در pH ثابت 7 نشان می‌دهد. جهت مشخص نمودن اثر شدت جریان بر راندمان حذف پاسخ‌ها، آزمایش‌ها با تنظیم شدت جریان در فاصله 2/34-0/66 آمپر انجام شد. با افزایش شدت جریان در زمان الکترولیز بالا و pH برابر 7، راندمان حذف افزایش می‌یابد که محدوده تغییرات راندمان در محدوده 85 درصد -100 درصد می‌باشد. اما در زمان الکترولیز پایین با افزایش شدت جریان، مقادیر حذف کاهش پیدا کرده است. در شدت جریان کم با افزایش زمان الکترولیز، راندمان تا حدودی افزایش یافته و بعد از 60 دقیقه این روند کاهش یافت. همچنین در شدت جریان زیاد با افزایش زمان الکترولیز، راندمان حذف افزایش چشمگیری داشت که این افزایش در شدت جریان بیش‌تر از 1/5 آمپر مشهودتر بود.

اثر زمان الکترولیز

بیش‌ترین راندمان در pH خنثی و شدت جریان حدود 2 آمپر می‌باشد. در pH پایین و زمان الکترولیز 60 دقیقه، با افزایش شدت جریان، راندمان حذف افزایش چشمگیری داشت. در مقابل در pH بالا با افزایش شدت جریان، مقادیر حذف افزایش ناچیزی مشاهده شد. بر اساس تصویر شماره 3-ب، در pH ثابت 7 با افزایش زمان الکترولیز در سطوح بالا و پایین شدت جریان، راندمان حذف روند صعودی داشت. این روند افزایش راندمان، تا زمان حدود 90 دقیقه و شدت جریان 2 آمپر ادامه دارد و بعد از آن در زمان خیلی بالا و شدت جریان خیلی زیاد، راندمان حذف کاهش می‌یابد. همچنین در pH برابر 7 با افزایش شدت جریان در زمان الکترولیز کم، مقادیر حذف تا حدود 73 درصد افزایش داشته است و در زمان الکترولیز بالا نیز راندمان حذف افزایشی تا حدود 99 درصد داشت.

انرژی مصرفی

جهت تعیین مقدار انرژی مصرفی طبق معادله 1 محاسبه می‌شود. هزینه هر کیلووات ساعت برق توسط وزارت نیرو ایران در سال 1397 به مبلغ 2100 ریال می‌باشد. در نتیجه هزینه تصفیه برای هر آزمایش در شرایط بهینه برابر 8820 ریال به‌دست آمد.

بهینه بهره برداری

بر اساس طراحی RSM، شرایط بهینه بهره‌برداری

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

برای حذف آلاینده‌ها از فاضلاب کارواش توسط فرایند تصفیه هیبریدی، انعقاد شناورسازی الکتریکی، ته نشینی و فیلتراسیون به صورت: pH برابر 7/67، شدت جریان 1/69 و زمان الکترولیز 90 دقیقه می‌باشد که بیش ترین راندمان‌های حذف پیش‌بینی شده برای COD و کدورت به ترتیب برابر 100 درصد و 96/69 درصد می‌باشد. سپس تعداد خاصی آزمایش تحت این شرایط بهینه جهت آزمون عملکرد نهایی حذف آلاینده‌ها انجام شد و به ترتیب راندمان‌های 94/5 درصد و 95 درصد به‌دست آمد که دلالت بر پیش بینی معقول مدل است.

بحث

در مطالعه حاضر از الکترودهای آلومینیوم به‌صورت تک قطبی استفاده شد که دلیل آن بالابودن راندمان و استفاده از آندهایی با اندازه بزرگ می‌باشد و همچنین دلیل انتخاب الکترود آلومینیوم، ارزان‌تر بودن و قابل دسترس بودن آن و بر اساس مطالعات صورت گرفته می‌باشد(31). در مطالعه‌ای راندمان حذف COD، رنگ، فسفات و سورفاکتانت از فاضلاب رختشویخانه با استفاده از الکترود آلومینیوم تاثیرگذار مشاهده شد(9). همچنین در مطالعه دیگری بیش‌ترین میزان حذف کدورت و فسفات از پساب کارواش به میزان 100 درصد توسط الکترودهای آلومینیوم به‌دست آمد(32). مطالعه‌ای نشان داد با استفاده از الکترود آلومینیوم، بازده حذف پیش‌بینی شده و آزمایشگاهی فسفات از فاضلاب به ترتیب برابر 99/9 درصد و 100 درصد بود(33). در مطالعه‌ای دیگر بیش‌ترین راندمان حذف فورفورال توسط الکترود آلومینیومی به صورت تک قطبی مشاهده شد(31). مدل پیشنهادی برای میزان راندمان حذف COD و کدورت از نظر آماری در سطح اطمینان 95 درصد معنی‌دار بود. فاکتورهای مختلفی از قبیل pH، زمان الکترولیز، فاصله بین الکترودها، نوع الکترود، شدت جریان در کارایی فرآیند هیبریدی این مطالعه تأثیر دارند. در این میان فاکتورهای اصلی؛ pH، زمان الکترولیز و شدت جریان می‌باشند. pH یکی از متغیرهای بسیار مهم در این فرآیند می‌باشد که نقش پر اهمیت و اثر محسوسی در راندمان حذف آلاینده‌ها دارد(21،20). با توجه به نتایج، در شدت جریان الکتریکی 1/5 آمپر، راندمان حذف COD به تدریج با افزایش pH از حدود 5 تا 10، افزایش یافته است. در pH بین 5 تا 10 با تشکیل کمپلکس‌های آلومینیم برای $Al_{17}(OH)_{32}^{7+}$، $Al_2(OH)^{4+}$، $Al(OH)^{2+}$، $Al(OH)_3$ همانند تولید لخته، میزان کارایی حذف COD افزایش می‌یابد. در تشریح فرایند حذف COD می‌توان به این مورد اشاره کرد که تولید Al^{3+} در محیط به pH موجود بستگی دارد. در pH پایین به دلیل تولید کم Al^{3+} در محیط، کارایی حذف COD پایین است(8). مطالعه دیگری بیش‌ترین میزان حذف COD در pH و شدت جریان به ترتیب 7 و 3 آمپر برابر با 87 درصد مشاهده شد. تأثیر pH در مطالعه‌ای بر راندمان حذف COD روند صعودی در pH حدود 2 تا 4 (53-94 درصد) داشت. اما تغییرات زیادی در محدوده pH برابر 3 تا 8 مشاهده نشد. همچنین در pH خیلی بالا (حدود 10) راندمان سیر نزولی داشت(34).

زمان واکنش در اغلب مطالعات فرایند انعقاد الکتریکی به عنوان اصلی‌ترین پارامتر می‌باشد که علاوه بر کاهش هزینه‌های اقتصادی، بر قابلیت استفاده از فرآیند مربوطه نیز تأثیر دارد. در مطالعات بسیاری گزارش شده است که با افزایش زمان واکنش، راندمان حذف آلاینده‌ها نیز افزایش می‌یابد، اما هر چه به سمت زمان‌های واکنش بالاتر پیش برویم، راندمان حذف رشد کم تری از خود نشان داد. در واقع برای هر فرآیند در حذف هر آلاینده، یک زمان واکنش بهینه و ایده آل وجود دارد که مرز اقتصادی بودن فرآیند را تعیین می‌کند. در این مطالعه در pH پایین و بالا با افزایش زمان الکترولیز، راندمان حذف COD تا حدودی افزایش سپس کاهش یافت. زمان الکترولیز میزان تولید یون‌های Al^{3+} را از الکترود آلومینیوم تعیین می‌کند.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

راندمان حذف به طور مستقیم به غلظت هیدروکسیل و یون‌های فلزی تولید شده در سطح الکترودها بستگی دارد(8). با افزایش زمان الکترولیز راندمان حذف تا حدودی روند افزایشی داشتند، این بدان معناست که زمان واکنش نیز کارایی تصفیه فرایند انعقاد الکتریکی را تحت تأثیر قرار می‌دهد. کاهش راندمان بعد از مدتی می‌تواند به دلیل افزایش سرعت میزان تولید $Al(OH)_3$ در دقایق ابتدایی سیستم باشد و احتمالاً ایجاد اختلال در لخته شدن و به دنبال آن کاهش راندمان باشد(12). بر اساس یافته‌ها، با افزایش شدت جریان در زمان الکترولیز بالا و pH برابر 7، راندمان حذف افزایش می‌یابد. با افزایش شدت جریان، میزان واکنش صفحات آلومینیومی بیش‌تر شده، میزان تولید حباب‌ها افزایش و در نتیجه میزان حذف COD و کدورت نیز افزایش می‌یابد. در مطالعاتی نشان داده شده است که شدت جریان، شدت عملکرد انعقاد الکتریکی را تحت تأثیر قرار می‌دهد. همچنین با افزایش جریان الکتریکی مقادیر بیش تر آهن و آلومینیوم در آند حل شده که باعث افزایش کارایی حذف COD می‌گردد(10،11). در طی فرآیند الکترولیز، در الکترود مثبت واکنش آندی و در الکترود منفی واکنش کاتدی اتفاق می‌افتد. یون‌های آزاد شده بار الکتریکی ذرات را خنثی می‌نماید که غلظت یون‌ها با افزایش زمان الکترولیز، افزایش یافته و در نتیجه لخته‌های هیدروکسید نیز افزایش می‌یابند. کارایی حذف مستقیماً بستگی به غلظت یون‌های تولیدی در الکترودها دارد(35،36). با توجه به گراف سه بعدی، با افزایش شدت جریان و زمان الکترولیز حدود 85 دقیقه در pH برابر 7، راندمان حذف COD افزایش می‌یابد که به حدود 100 درصد نیز می‌رسد. در مطالعاتی نشان داده شده است که شدت جریان، شدت عملکرد انعقاد الکتریکی را تحت تأثیر قرار می‌دهد و مؤثر بر عملکرد و اقتصاد فرآیند است. در همه فرایندهای الکتروشیمیایی، شدت جریان، میزان تولید منعقدکننده و بنابراین سرعت تولید و اندازه حباب‌ها را تعیین می‌کند و در نهایت بر روی رشد فلاک‌ها مؤثر است(37). در مطالعه‌ای نشان داده شد افزایش جریان الکتریکی باعث افزایش کارایی حذف COD می‌گردد. مقادیر بیش‌تر آهن و آلومینیوم حل شده در آند باعث کارایی بالاتر انعقاد و حذف قابل ملاحظه آلاینده‌های آلی می‌گردد. همچنین، تولید بیش‌تر هیدروژن ناشی از شدت جریان‌های بالاتر، باعث شناور شدن مطلوب مواد لخته شده می‌گردد(38). بر اساس قانون فارادی، افزایش میزان خوردگی الکترود در اثر افزایش شدت جریان است(39). در تحقیق حاضر با افزایش شدت جریان، میزان خوردگی فلز آلومینیوم افزایش می‌یابد و باعث افزایش کارایی حذف COD و کدورت می‌گردد. در طی انجام فرایند الکترولیز یون آلومینیوم در آند و یون هیدروکسیل در کاتد تولید می‌شود که طبق مطالعات Al^{3+} در فرایندهای تشکیل لخته و حذف آن نقش به سزایی دارند(40). در مطالعه‌ای با استفاده از الکترود آلومینیوم به بازده حذف 76 درصد برای COD دست یافتند(41) که در مقایسه با مطالعه حاضر پایین بوده است. در مطالعات آتی جهت انجام مطالعات بیش‌تر پیشنهاد می‌شود که کارایی این فرآیند هیبریدی نیز در حذف آلاینده‌های مختلف صنعت کارواش از قبیل دترجنت، روغن و گریس، فسفات و اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی ارزیابی شود.

در پایان می‌توان نتیجه گیری کرد که با توجه به نتایج حاصل از کاربرد فرایند ترکیبی ECF، ته نشینی و فیلتراسیون، جهت تصفیه پساب واقعی کارواش، در شرایط بهینه pH برابر 7/67، شدت جریان 1/69 و زمان الکترولیز 90 دقیقه، راندمان حذف COD و کدورت با پیش‌بینی مدل به ترتیب 100 درصد و 96/69 درصد، همچنین در شرایط آزمایشگاهی به ترتیب 94/5 درصد و 95 درصد به‌دست آمد. تحت شرایط بهینه برای انجام این فرایند تصفیه جهت حذف آلاینده‌ها، میزان مصرف انرژی و هزینه عملیاتی به ترتیب برابر 4/2 کیلووات ساعت بر مترمربع و 8820 ریال بود. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که حذف بالای آلاینده‌های مورد مطالعه

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

از فاضلاب کارواش می‌تواند توسط این فرایند ترکیبی انجام شود و مدل RSM یک تکنیک عالی جهت بهینه‌سازی پارامترهای عملیاتی است. به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که این فرایند می‌تواند به میزان قابل توجهی به عنوان یک روش مطمئن و مؤثر به منظور تصفیه پساب‌های صنایع کوچک مثل کارواش‌ها مورد استفاده قرار گیرد. در مطالعات آتی پیشنهاد می‌شود اثر الکترودهای مختلف جهت انجام آزمایش‌ها نظیر آهن، گرافیت و استیل مورد بررسی قرار گیرد و همچنین اثر آن‌ها در مصرف انرژی، هزینه‌های عملیاتی و کارایی حذف آلاینده‌های مختلف صنعت کارواش از قبیل دترجنت، روغن و گریس، فسفات و اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی ارزیابی شود.

سپاسگزاری

این تحقیق براساس کد اخلاق IR.QUMS.REC.1396.401 کمیته اخلاق دانشگاه علوم پزشکی قزوین انجام شده است. بدین‌وسیله از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی قزوین تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

References

1. Ahmad N, Sereshti H, Mousazadeh M, Nodeh HR, Kamboh MA, Mohamad S. New magnetic silica-based hybrid organic-inorganic nanocomposite for the removal of lead(II) and nickel(II) ions from aqueous solutions. Mater Chem Phys 2019; 226: 73-81.
2. Cui Y, Masud A, Aich N, Atkinson JD. Phenol and Cr (VI) Removal Using Materials Derived from Harmful Algal Bloom Biomass: Characterization and Performance Assessment for a Biosorbent, a Porous Carbon, and Fe/C Composites. J Hazard Mater 2019; 368: 477-486.
3. Joseph K, Natarajan K. Studies on wastewater from automobile service stations. Ind J Environ Health 1997; 39(1): 37-43.
4. Shahidan S, Senin MS, Kadir ABA, Yee LH, Ali N, editors. Properties of Concrete Mixes with Carwash Wastewater. MATEC Web Conf 2017; 87.
5. Ali I, Khan TA, Asim M. Removal of arsenic from water by electrocoagulation and electrodialysis techniques. Separat Purific Rev 2011; 40(1): 25-42.
6. Bazrafshan E, KordMostafapoor F, Soori MM, Mahvi AH. Application of combined chemical coagulation and electrocoagulation process to carwash wastewater treatment. Fresen Environ Bull 2012; 21(9): 2694-2701.
7. Boluarte IAR, Andersen M, Pramanik BK, Chang CY, Bagshaw S, Farago L, et al. Reuse of car wash wastewater by chemical coagulation and membrane bioreactor treatment processes. Int Biodeter Biodegr 2016; 113: 44-8.
8. Lau W, Ismail A, Firdaus S. Car wash industry in Malaysia: Treatment of car wash effluent using ultrafiltration and nanofiltration membranes. Separat Purificat Technol 2013; 104: 26-31.
9. Zazouli MA, Yazdani Charati J, Alavinia M, Esfandyari Y. Efficiency of Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrode in Hospital Laundry Wastewater Pretreatment. J Mazandaran Univ Med Sci 2016; 25(134): 251-260 (Persian).
10. Rubio J, Zaneti RN. Treatment of washrack wastewater with water recycling by advanced flocculation–column flotation. Desalinat Water Treat 2009; 8(1-3): 146-153.
11. Malinen E, Id N, Valtonen S, Hakala J, Mononen T, Kostia S. Biological Treatment of Car Wash Waste Waters. Linnaeus Eco-Tech. 2012.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

12. Mohammadi MJ, Takdastan A, Jorfi S, Neisi A, Farhadi M, Yari AR, et al. Electrocoagulation process to chemical and biological oxygen demand treatment from carwash grey water in Ahvaz megacity, Iran. Data Brief 2017; 11: 634-639.
13. Iranpour F, Pourzamani H, Mengelizadeh N, Bahrami P, Mohammadi H. Application of response surface methodology for optimization of reactive black 5 removal by three dimensional electro-Fenton process. J Environ Chem Engin 2018; 6(2): 3418-3435.
14. Mohammadi MJ, Salari J, Takdastan A, Farhadi M, Javanmardi P, Yari AR, et al. Removal of turbidity and organic matter from car wash wastewater by electrocoagulation process. Desalinat Water Treat 2017; 68(2017): 122-128.
15. Bazrafshan E, Mahvi AH, Zazouli MA. Removal of zinc and copper from aqueous solutions by electrocoagulation technology using iron electrodes. Asian J Chem 2011; 23(12): 5189- 5193.
16. Ghanbari F, Moradi M, Eslami A, Emamjomeh MM. Electrocoagulation/flotation of textile wastewater with simultaneous application of aluminum and iron as anode. Environ Process 2014; 1(4): 447-457.
17. Karamati Niaragh E, Alavi Moghaddam M, Emamjomeh M. Techno-economical evaluation of nitrate removal using continuous flow electro-coagulation process: optimization by Taguchi model. Water Sci Technol 2017; 17(6): 1703-1711.
18. Matis KA, Peleka EN. Alternative flotation techniques for wastewater treatment: focus on electroflotation. Separat Science Technol 2010; 45(16): 2465-4274.
19. Sadeddin K, Naser A, Firas A. Removal of turbidity and suspended solids by electro-coagulation to improve feed water quality of reverse osmosis plant. Desalination 2011; 268(1-3): 204-207.
20. Bennajah M, Gourich B, Essadki AH, Vial C, Delmas H. Defluoridation of Morocco drinking water by electrocoagulation/electroflottation in an electrochemical external-loop airlift reactor. Chem Engin J 2009; 148(1): 122-131.
21. Emamjomeh MM, Sivakumar M. An empirical model for defluoridation by batch monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. J Hazard Mater 2006; 131(1-3): 118-125.
22. Sandoval MA, Fuentes R, Nava JL, Coreño O, Li Y, Hernández JH. Simultaneous removal of fluoride and arsenic from groundwater by electrocoagulation using a filter-press flow reactor with a three-cell stack. Separat Purificat Technol 2018.
23. Babaei F, Ehrampoush MH, Ghaneian MT, Fallahzadeh H, Talebi P, Ebrahimi A. Removing Nutrients and Organic Compounds in Gray Water Using Multi-layer Sand Filter. J Mazandaran Univ Med Sci 2018; 27(158): 166-178 (Persian).
24. Doosti F, Ghanbari R, Jamali HA, Karyab H. Optimizing of Fenton process for olive mill wastewater treatment using response surface methodology. Fresen Environ Bulett 2017; 26(10): 5942-5953.
25. Veli S, Arslan A, Bingöl D. Application of response surface methodology to electrocoagulation treatment of hospital wastewater. CLEAN–Soil, Air, Water 2016; 44(11): 1516-1522.
26. Wang D, He S, Shan C, Ye Y, Ma H, Zhang X, et al. Chromium speciation in tannery effluent after alkaline precipitation: isolation and characterization. J Hazard Mater 2016; 316: 169-177.
27. Heidmann I, Calmano W. Removal of Ni, Cu and Cr from a galvanic wastewater in an

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]

electrocoagulation system with Fe-and Al-electrodes. Separat Purificat Technol 2010; 71(3): 308-314.

28. Chou K, Norli I, Anees A. Evaluation of the effect of temperature, NaOH concentration and time on solubilization of palm oil mill effluent (POME) using response surface methodology (RSM). Bioresource Technology 2010; 101(22): 8616-8622.
29. Ashrafi D, Naghipour D, Heydari S, R Kalankesh L, Zazouli MA. Optimization of Bisphenol A Removal from Aqueous Solutions by Activated Carbon Produced from Almond Shell Using Response Surface Methodology. J Mazandaran Univ Med Sci 2019; 28(168): 150-159 (Persian).
30. Zazouli M, Ebrahimzadeh MA, Yazdani Charati J, Shiralizadeh Dezfoli A, Rostamali E, Veisi F. Effect of sunlight and ultraviolet radiation in the titanium dioxide (TiO2) nanoparticles for removal of furfural from water. J Mazandaran Univ Med Sci 2013; 23(107): 126-138 (Persian).
31. Asgari A, SeidMohammadi A, Leili M, Maleki S. Study of Electrocoagulation Process Performance by Iron and Aluminum Electrodes and Effectof Electrodes Connection Types in Removal of Furfural from Wastewater. J Health Hyg 2015; 6(2): 180-192.
32. Takdastan A, Azimi A, Salari Z. The use of electrocoagulation process for removal of turbidity, COD, detergent and phosphorus from carwash effluent. J Wter Wastewat 2011; 22(3): 19-25 (Persian).
33. İrdemez Ş, Demircioğlu N, Yıldız YŞ, Bingül Z. The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron plate electrodes. Separat Purificat Technol 2006; 52(2): 218-223.
34. Akyol A. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. Desalination 2012; 285: 91-99.
35. Drouiche N, Aoudj S, Hecini M, Ghaffour N, Lounici H, Mameri N. Study on the treatment of photovoltaic wastewater using electrocoagulation: Fluoride removal with aluminium electrodes—Characteristics of products. J Hazard Mater 2009; 169(1-3): 65-69.
36. Holt PK, Barton GW, Mitchell CA. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. Chemosphere 2005; 59(3): 355-367.
37. Linares-Hernández I, Barrera-Díaz C, Roa-Morales G, Bilyeu B, Ureña-Núñez F. Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. Chem Eng J 2009; 148(1): 97-105.
38. Daneshvar N, Khataee A, Ghadim AA, Rasoulifard M. Decolorization of CI Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). J Hazard Mater 2007; 148(3): 566-572.
39. Behbahani M, Moghaddam MA, Arami M. Techno-economical evaluation of fluoride removal by electrocoagulation process: Optimization through response surface methodology. Desalination 2011; 271(1-3): 209-218.
40. Mahvi A. Survey of electrocoagulation process with Al electrode for Cr removal from aquatic environment. J Water Wastewat 2009; 62: 28-34 (Persian).
41. Adhoum N, Monser L, Bellakhal N, Belgaied J-E. Treatment of electroplating wastewater containing Cu2+, Zn2+ and Cr (VI) by electrocoagulation. J Hazard Mater 2004; 112(3): 207-213.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-29]