

Comparison of the conventional chemical coagulation process and electrocoagulation and flotation efficiency in cosmetics industry wastewater treatment

Received: 21 October 2024, Accepted: 30 November 2024

Ramin Hosseini Sanjari¹, Roya Mafigholami^{2*}

¹MSc, College of Environmental science and engineering, West Tehran Branch, Islamic Azad university, Tehran, Iran

²PhD, College of Environmental science and engineering, West Tehran Branch, Islamic Azad university, Tehran, Iran

*Corresponding Author:
r.mafigholami@wtiau.ac.ir

How to Cite This Article:
Hosseini Sanjari R, Mafigholami R. Comparison of the conventional chemical coagulation process and electrocoagulation and flotation efficiency in cosmetics industry wastewater treatment. Journal of Environmental Health Engineering. 2025; 12(2):191-210.

DOI:
[10.61186/jeh.12.2.191](https://doi.org/10.61186/jeh.12.2.191)

ABSTRACT

Background: Cosmetic and personal care industry wastewater contains chemicals and non-biodegradable organic compounds that must be treated before discharge into the environment. This study aimed to compare the efficiency of conventional chemical coagulation and electrocoagulation-flotation processes in treating wastewater from the cosmetic industry.

Materials and Methods: In this experimental study, both processes were designed using a central composite design (CCD) approach. For the chemical coagulation process, the variables optimized included pH (5-9), rapid mixing time (30-60 sec), slow mixing time (10-20 min), settling time (30-60 min), and the dose of the coagulant (0.5-1 g/L). For the electrocoagulation process, the optimized variables were pH (5-9), direct current intensity (2-4 A), reaction time (40-80 min), the number of electrodes (4-8 n), and the distance between electrodes (2-4 cm).

Results: In both processes, the designed model followed a quadratic model with a high correlation coefficient. The efficiency of the electrocoagulation process in reducing COD levels in cosmetic industry wastewater was significantly higher than the conventional chemical coagulation process. Under optimal conditions, the COD concentration decreased from 570 mg/L to 57 mg/L in the electrocoagulation process. In contrast, the conventional chemical coagulation process achieved 65% efficiency under optimal conditions, reducing COD levels to 199.8 mg/L.

Conclusion: The results indicated that after treatment using the aforementioned processes, the effluent can be safely discharged into the environment.

Keywords: Chemical coagulation, Electrochemical coagulation, Optimization, Central Composite Design, Cosmetic-sanitary, wastewater

مقایسه کارایی فرایند انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی و شناورسازی در تصفیه

فاضلاب صنعت آرایشی - بهداشتی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۷/۳۰ - تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۹/۱۰

رامین حسینی سنجری^۱، رویا مافی غلامی^{۲*}^۱ کارشناسی ارشد، مهندسی محیط زیست، گرایش آب، دانشکده مهارت و کارآفرینی، واحد تهران غرب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران^۲ دکتری تخصصی، دانشکده مهارت و کارآفرینی، واحد تهران غرب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

چکیده

زمینه و هدف: فاضلاب آرایشی-بهداشتی، حاوی مواد شیمیایی و مواد آلی غیر قابل تجزیه زیستی است که باید قبل از تخلیه به محیط زیست، تصفیه شوند. هدف از این مطالعه، مقایسه کارایی فرایند انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی و شناورسازی در تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی - بهداشتی بود.

مواد و روش ها: در این مطالعه تجربی، هر دو فرایند توسط طراحی ترکیبی مرکزی طراحی آزمایش شدند. در فرایند انعقاد شیمیایی متغیرهای pH (۹-۵)، زمان های اختلاط تندر (۶۰-۳۰ ثانیه)، کند (۲۰-۱۰ دقیقه) و ته نشینی (۶۰-۳۰ دقیقه) و دوز منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید (۰/۰۵ گرم در لیتر) و در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، متغیرهای pH (۹-۵)، شدت جریان الکتریکی مسنتیم (۴-۲ آمپر)، زمان واکنش (۸۰-۴۰ دقیقه)، تعداد (۸-۴) عدد و فاصله بین الکترودها (۲-۴ سانتیمتر) بهینه سازی شدند.

یافته ها: بر اساس، در هر دو فرایند، مدل طراحی شده از مدل درجه دوم (Quadratic) با ضریب همبستگی بالا تعیین می کند. کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی در کاهش مقدار COD فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی نسبت به فرایند انعقاد شیمیایی متداول بسیار مناسب تر است، به گونه ای که در شرایط بهینه فرایند، غلظت COD از ۵۷۰ میلی گرم در لیتر به ۵۷ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا کرد. در مقابل فرایند انعقاد شیمیایی متداول دارای کارایی ۶۵ درصدی در شرایط بهینه بود که میزان COD به ۱۹۹/۸ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا می کند.

نتیجه گیری: نتایج مشخص نمود که پس از انجام تصفیه توسط فرایندهای فوق، پساب را می توان به محیط زیست تخلیه نمود.

واژه های کلیدی: انعقاد شیمیایی، انعقاد الکتروشیمیایی، بهینه سازی، طراحی ترکیبی مرکزی، فاضلاب، آرایشی - بهداشتی

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

r.mafigholami@wtiau.ac.ir

نحوه استناد به این مقاله:

Hosseini Sanjari R, Mafigholami R. Comparison of the conventional chemical coagulation process and electrocoagulation and flotation efficiency in cosmetics industry wastewater treatment. Journal of Environmental Health Engineering. 2025; 12(2):191-210.

DOI:

[10.61186/jehc.12.2.191](https://doi.org/10.61186/jehc.12.2.191)

تصفیه بهره برد می شود. صفحات رسانای فلزات آهن یا آلومینیوم بعنوان الکترود قربانی بکار می روند. در فرایند الکتروکوآگولاسیون توسط فرایند الکتروشیمیایی عواملی مانند یون های آهن دو ظرفیتی و آلومینیوم دو ظرفیتی تولید می شود که باعث خشی شدن بار الکتریکی آلینده ها و ذرات کلوپیدی و حذف آنها بصورت هیدروکسیدهای فلزی سه ظرفیتی می شود. از مزایای این فرایند می توان به عدم نیاز به مواد شیمیایی مانند مواد منعقد کننده آهنی یا آلومینیومی، نیاز به فضای کوچک، هزینه بهره برداری و راه اندازی اندک و راهبری آسان آن اشاره نمود.^{۶,۷}

روش تک عاملی یک فاکتور در زمان (OFAT)^۱، به بررسی تغییرات یک عامل در هر آزمایش، در حالی که سایر عوامل ثابت نگه داشته می شوند، می پردازد. این روش ساده و شهودی است اما محدودیت های جدی دارد؛ از جمله ناکارآمدی در شناسایی تأثیرات متقابل بین عوامل، نیاز به تعداد آزمایش های زیاد برای عوامل متعدد و احتمال نادیده گرفتن شرایط بهینه در فضای چند بعدی عوامل. در مقابل، روش های طراحی آزمایش (DOE)^۲ به ویژه روش سطح پاسخ سطح (RSM)^۳ با استفاده از مدل سازی ریاضی و تحلیل آماری، امکان بررسی همزمان تأثیر چندین عامل و تعاملات بین آنها را فراهم می کنند. این روش ها با کاهش تعداد آزمایش های موردنیاز، در زمان و هزینه صرفه جویی می کنند و با شناسایی نقاط بهینه و رابطه غیرخطی بین عوامل، دقت و کارایی بالاتری ارائه می دهند. در نتیجه، طراحی آزمایش رویکردی جامع تر و علمی تر نسبت به روش OFAT محسوب می شود. هدف در طرح های سطح پاسخ، بهینه سازی پاسخ (متغیر خروجی) است که متأثر از چندین متغیر مستقل (متغیرهای ورودی) می باشد. طراحی ترکیب مرکزی^۴ (CCD)، یک زیر مجموعه از RSM است که جهت تخمین مدل رگرسیونی و شرایط عملیاتی کاربرد دارد.

-
1. One-Factor-at-a-Time
 2. Design of Experiments
 3. Response Surface Methodology
 4. Central Composite Design

مقدمه

حفظ از محیط زیست، ضرورتی بی قید و شرط برای زندگی پایدار و بهبود کیفیت زندگی است. تخریب محیط زیست منجر به از بین رفتن گونه های حیاتی، تخریب اکوسیستم و تغییرات اقلیمی می گردد که تاثیرات عمدہ ای بر اقتصاد، بهداشت و رفاه اجتماعی دارد. فاضلاب صنعتی حاوی مواد شیمیایی، فلزات سنگین و سایر آلینده ها است که از فرآیندهای صنعتی به محیط زیست رها می شود. این نوع فاضلاب با تغییر رنگ، بو و طعم آبهای زیرزمینی و سطحی، به شدت به کیفیت منابع آب و خاک آسیب می رساند.^{۲,۱}

فاضلاب صنعت آرایشی و بهداشتی شامل آبهای استفاده شده در فرآیندهای تولید محصولات آرایشی و بهداشتی مانند شامپو، صابون، کرم های ضد آفات و ادکلن است. این نوع فاضلاب حاوی مواد شیمیایی مختلف از جمله پارابن ها، سولفات ها و رنگ زارها است. تاکنون روش های مختلفی برای تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی- بهداشتی مورد استفاده قرار گرفته است که شامل فرایندهای فیزیکو شیمیایی، اکسیداسیون شیمیایی (اکسیداسیون مرطوب، اکسیداسیون الکتروشیمیایی)، فرایندهای بیولوژیکی و فرایندهای اکسیداسیون پیشرفت هستند.^۳

یکی از روش های متداول پیش تصفیه فاضلاب صنعتی، فرایند انعقاد شیمیایی متداول است.^۴ فرایند انعقاد شیمیایی، عبارت است از افزودن نمک های فلزات آهن و آلومینیوم یا مواد آلی پلیمری برای حذف مواد موجود در محیط های آبی.^۵ مواد منعقد کننده مانند یک پل، ذرات کلوئیدی را به یکدیگر نزدیک و آنها را به یکدیگر متصل کرده و بار منفی ذرات معلق را خشی و در نهایت باعث درشت تر شدن آنها می شود.

فرایند الکتروکوآگولاسیون به تنها یک فرایند موثر در حذف آلینده های مختلف مانند آلینده های آلی تجزیه ناپذیر، فلزات سنگین، COD و غیره از فاضلاب است.^۶ در فرایند الکتروکوآگولاسیون از جریان الکتریسته برای

مواد و روش ها

۱- تجهیزات و مواد شیمیایی

پلی آلمونیوم کلراید (PAC)، شرکت پیوریکالز ایران، خلوص ۹۸٪، آهک هیدارتہ (Ca(OH)₂)، کیمیا گستر، خلوص ۶۰٪، الکترودهای آلمونیوم و تیتانیوم (با ابعاد ۲۰×۲۰ سانتی متر)، اسید سولفوریک (H₂SO₄) ۹۸ درصد، مرک آلمان، سدیم هیدروکسید (NaOH)، خلوص ۹۹٪، شرکت مرک آلمان، ویال COD (۰-۱۵۰۰ میلی گرم در لیتر، شرکت آکوالیتیک - لاویاند انگلیس) از جمله ترکیبات شیمیایی مورد استفاده در این مطالعه هستند. همچنین دستگاه های اسپکتروفوتومتر (DR-5000)، ساخت شرکت هک آمریکا)، دستگاه هاضم ویال COD (ساخت شرکت آویده رایان الوند ایران)، منبع تغذیه DC (ساخت شرکت اداک چین) و متعلقات برقی، pH متر (ساخت شرکت سنسوال چین)، ترازوی دیجیتالی (مدل GR-202)، شیشه آلات آزمایشگاهی و دستگاه جار (ساخت شرکت روشا فراتاک باختر ایرانیان) در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفتند.

۲- نمونه برداری و آنالیز اولیه مشخصات فیزیکوشیمیایی فاضلاب

نمونه برداری فاضلاب بر اساس روش استاندارد ارایه شده در بخش ۱۰۶۰ مرجع آزمایشات آب و فاضلاب انجام شد. به دلیل تغییرات مشخصات فاضلاب از روش نمونه برداری ترکیبی استفاده و نمونه در ظرف پلاستیکی (پلی اتیلن) در کمترین زمان به آزمایشگاه انتقال داده شد.^{۱۱} خصوصیات فیزیکوشیمیایی فاضلاب تولیدی در جدول شماره ۱ ارایه شده است.

CCD برای بهینه سازی شرایط آزمایشگاهی استفاده می شود. این مدل آماری کمک می کند روابط بین متغیرهای تاثیر گذار در آزمایش تعیین و محاسبه شود. هدف اصلی CCD تعیین شرایط بهینه ی بهره برداری است^{۱۰,۹}. در این مطالعه از نرم افزار دیزاین اکسپرت نسخه ۱۳ استفاده شد. از نوآوری این مطالعه می تواند به مقایسه مستقیم دو فرآیند مؤثر تصفیه متداول و نوین برای تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی اشاره نمود. چنین مقایسه‌های می تواند برای تعیین بهترین فناوری بر اساس کارایی و شرایط عملیاتی بسیار ارزشمند باشد. همچنین بهینه‌سازی شرایط عملیاتی با استفاده از طراحی ترکیبی مرکزی برای بهینه‌سازی متغیرهای کلیدی هر دو فرآیند، جنبه‌ای نوآورانه است که نه تنها به افزایش دقت نتایج کمک می کند، بلکه اطلاعات جامعی برای طراحی صنعتی این فرآیندها ارائه می دهد. و در نهایت مقایسه کارایی فرآیندهای مبتنی بر مواد شیمیایی (انعقاد شیمیایی) و روش‌های مبتنی بر الکتروشیمی (انعقاد الکتروشیمیایی) می تواند به توسعه فناوری‌هایی با ردپای کربنی پایین‌تر و استفاده بهینه‌تر از منابع کمک کند، که این موضوع با توجه به نیاز روزافزون به فناوری‌های پایدار، بسیار نوآورانه تلقی می شود. بنابراین، هدف از این مطالعه، ابتدا بهینه سازی فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی و شناورسازی در تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی و در ادامه مقایسه کارایی فرایندها بود.

جدول ۱: برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی فاضلاب نمونه برداری شده

پارامتر		واحد	مقدار
اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)		میلی گرم در لیتر	۵۷۱
اکسیژن مورد نیاز بیوکشیمیایی (BOD ₅)		میلی گرم در لیتر	۲۹۷
کل جامدات معلق		میلی گرم در لیتر	۱۹۷۰
کل جامدات محلول		میلی گرم در لیتر	۲۴۰۸
آمونیوم		میلی گرم در لیتر	۱۰۴۰
دترجنت		میلی گرم در لیتر	۸
نیترات		میلی گرم در لیتر	۲۹/۳
روغن و چربی		میلی گرم در لیتر	۲۶/۴۳
فسفات		میلی گرم در لیتر	۳۰۰
سولفات		میلی گرم در لیتر	۴۰۰
کدروت	NTU		۳۶۰
رنگ	pco		۶۵۶
pH	-		۶/۷۱

مختلف الکترود با فواصل مختلف از هم به صورت شناور در داخل راکتور تعییه شده بودند. الکترودها بصورت دو به دو به مولد جریان الکتریسیته از نوع DC متصل بود بگونه‌ای که تعداد ۲ الکترود به عنوان کاتد (تیتانیوم) و دو الکترود نقش آند (آلومینیوم) را ایفا نموده است. بهره‌برداری از هر دو راکتور بصورت ناپیوسته انجام شد. تنظیم pH اولیه فاضلاب توسط اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید ۱ مولار انجام پذیرفت. در تصویر شماره ۱، تصاویر واقعی فرایندها ارایه شده است.



ب) دستگاه جاریست (فرایند انعقاد شیمیایی متداول)



الف) راکتور انعقاد الکتروشیمیایی

۲-۳ پایلوت

این مطالعه در دو بخش مجزا انجام شد. در بخش نخست، فرایند انعقاد شیمیایی با منعقد کننده پلی آلمینیوم کلراید (PAC) بهمراه کمک منعقد کننده آهک در دستگاه جاریست و در بخش دوم فرایند انعقاد الکتروشیمیایی در یک راکتور الکتروشیمیایی مجهز به دستگاه مولد جریان الکتریکی مستقیم با حجم یک لیتر در تصفیه فاضلاب مورد مطالعه قرار گرفت. همچنین این راکتور مجهز به تعداد

شکل ۱: الف) محفظه واکنش فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، ب) دستگاه جاریست و فرایند انعقاد شیمیایی متداول

بهینه سازی فرایندها با استفاده از طراحی ترکیبی مرکزی (CCD) در پنج سطح صورت گرفت. در جدول ۲، اصلی ترین متغیرهای تاثیرگذار بر کارایی فرایندها و محدوده‌ی آنها ارایه شده است.

۴-۲ بهینه سازی فرایندها

برای بررسی تأثیر متغیرها بر کارایی فرایندها، از تعیین میزان تغییرات ایجاد شده در COD استفاده شد. طراحی مراحل آزمایشات، آنالیز آماری، برهمکنش بین متغیرها و در نهایت

جدول ۲: متغیرها و محدوده انتخابی متغیرهای تاثیرگزار بر فرایندهای انعقاد شیمیایی و الکتروشیمیایی

متغیر	فاکتور	واحد	حداقل	حداکثر	حد پایین	حد بالا	میانگین (صفر)
فرایند انعقاد شیمیایی							
-	pH	A	۱۱	۳	۰/۵	۹	۷
گرم در لیتر	مقدار منعقد کننده	B	۰/۲۵	۱/۲۵	۱	۰/۷۵	۰/۷۵
ثانیه	اختلاط سریع	C	۱۵	۷۵	۳۰	۶۰	۴۵
دقیقه	اختلاط کند	D	۵	۲۵	۱۰	۲۰	۱۵
دقیقه	با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه	E	۱۵	۷۵	۳۰	۶۰	۴۵
فرایند انعقاد الکتروشیمیایی							
-	pH	A	۱۱	۳	۵	۹	۷
آمپر	جريان الکتریکی	B	۱	۵	۲	۴	۳
دقیقه	زمان واکنش	C	۲۰	۱۰۰	۴۰	۸۰	۶۰
سانتی متر	فاصله	D	۱	۵	۲	۴	۳
عدد	تعداد الکترود	E	۲	۱۰	۴	۸	۶

اسپکتروفوتومتر در طول موج مشخص شده توسط دستگاه اسپکتروفوتومتر (در ۶۲۰ نانومتر) قرائت شد.

در نهایت بر اساس رابطه‌ی ۱ درصد کارایی فرایند تعیین شد.

رابطه ۱

$$E (\%) = \frac{(C_o - C_t)}{C_o} \times 100$$

۴-۵ روش اندازه گیری COD

مقدار COD بر اساس روش معتبر با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر و ویال COD اندازه گیری شد.^{۱۲} در ابتدا دو میلی لیتر نمونه فاضلاب با آماده سازی (انجام فیلتراسیون و سانتریفیوژ جهت حذف ناخالصی های معلق) در داخل ویال ریخته شد، در ادامه در دمای ۱۵۰ درجه سانتی گراد بمدت ۲ ساعت مورد هضم قرار گرفت و توسط دستگاه

در جدول ۳، خلاصه نتایج مربوط به فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی ارایه شده است.

C_0 : غلظت اولیه COD در زمان صفر (بر حسب واحد هر پارامتر)

C_t : غلظت باقیماندهی COD در زمان t (بر حسب واحد هر پارامتر)

E: کارایی حذف پارامترهای مورد نظر (%)
یافته ها

۱-۳ خلاصه آزمایشات و نتایج آزمایشگاهی

جدول ۳: پاسخ بیشنینه، کمینه و میانگین فرایند انعقاد شیمیایی متداول و الکتروشیمیایی در کاهش COD

انحراف معیار	میانگین	حداکثر کارایی	حداقل کارایی	تعداد آزمایشات	واحد	پارامتر	فرایند
۶/۲۷	۵۵/۲۴	۶۷	۴۱	۵۰	درصد	COD	انعقاد شیمیایی متداول
۱/۷۸	۷۳/۶	۹۲	۵۱/۸				انعقاد الکتروشیمیایی

الکتروشیمیایی مدل دو جمله ای (Quadratic) پیشنهاد شده است.

نتایج مربوط به آنالیز واریانس هر دو فرایند در جدول ۴ نشان داده شده است.

۲-۳ آنالیزهای آماری

بر اساس نتایج آنالیز آماری، بر اساس ضریب همبستگی، ضریب همبستگی تطبیق داده شده و ضریب همبستگی پیش بینی شده برای فرایند انعقاد شیمیایی متداول و فرایند انعقاد

جدول ۴: نتایج آنالیز واریانس توسط نرم افزار برای مدل درجه دوم در فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی

فرایند انعقاد شیمیایی						
Source	Sum of Squares	df	Mean Square	F-value	p-value	
Model	1925.80	20	96.29	2115.46	< 0.0001	significant
Residual	1.32	29	0.0455			
Lack of Fit	1.32	22	0.0600	2.16	0.324	Not significant
Pure Error	0.0000	7	0.0000			
Cor Total	1927/12	49				
R²=0.97		R_{adj}²=0.93		R_{pre}²=0.85		

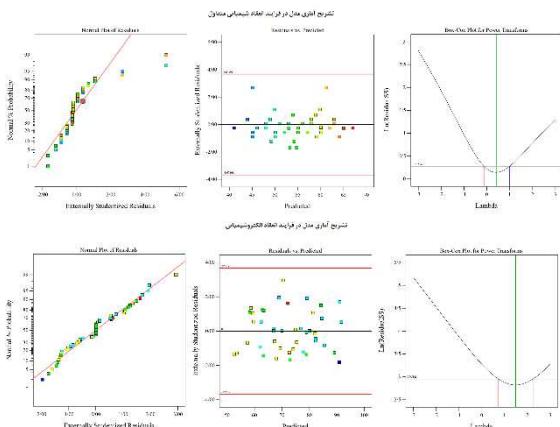
فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

Source	Sum of Squares	df	Mean Square	F-value	p-value	
Model	5055.90	20	252.79	413.65	< 0.0001	significant
Residual	17.72	29	0.6111			
Lack of Fit	17.72	22	0.8056	1.16	0.5784	Not significant
Pure Error	0.0000	7	0.0000			
Cor Total	5073.62	49				
R²=0.99		R_{adj}²=0.96		R_{pre}²=0.95		

پارامتر مجذور مربعات فواصل پیش‌بینی شده به ترتیب برای فرایند انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی برابر با 0.85 ± 0.05 در توافق منطقی با مقدار پارامتر مجذور مربعات فواصل تنظیم شده به ترتیب برای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی برابر با 0.93 ± 0.06 می‌باشد. همچنین پارامتر دقت مناسب نشان‌دهنده نسبت سیگنال به نویز است که به ترتیب برای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی برابر 1.88 ± 0.53 و 1.77 ± 0.23 بوده که مقدار مطلوبی است.

همچنین در شکل ۲، نتایج انطباق آماری فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و الکتروشیمیایی ارایه شده است.

مقادیر "F-value" و "P-value" نشان می‌دهد مدل پیشنهادی برای شبیه‌سازی مقدار کاهش COD توسط فرایند انعقاد شیمیایی و فرایند انعقاد الکتروشیمیایی دارای اهمیت می‌باشد. همچنین مقادیر "P-value" و "F-value" برای پارامتر "فقدان انتباطی"، نشان‌گر این است که نقص در برآش داده‌ها توسط مدل، نسبت به خطای خالص دارای اهمیت می‌باشد و تایید کننده اعتبار مدل برگزیده و صحت انجام آزمایشات را نشان می‌دهد. مقدار مجموع مربعات به ترتیب برای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی برابر با 0.97 ± 0.99 و 0.99 ± 0.97 نشان می‌دهد که مدل دارای دقت نسبتاً قابل قبولی می‌باشد. از طرف دیگر مقدار



شکل ۲: نتایج انطباق آماری فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی

فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی در شرایط بهینه را به صورت تابعی از مقدار پارامترهای عملیاتی مختلف ارائه می‌کند

پس از تحلیل‌های آماری مدل پیشنهادی به صورت یک معادله درجه دوم بر حسب پارامترهای واقعی توسط نرم افزار ارائه شد که در روابط ۲ و ۳ نشان داده شده است. این معادله ریاضی به ترتیب میزان کاهش COD در اثر عملکرد

رابطه ۲ (فرایند انعقاد شیمیایی متداول)

$$\text{Efficiency (\%)} = 60/04 - 1/45 * \text{pH} + 2/05 * \text{منعقد کننده}^2/2 + \text{اختلاط سریع}^2/5 + \text{منعقد کننده}^2/025 + \text{اختلاط کند}^2/4 - 0/97 * \text{زمان نشینی} + 4/97 * \text{زمان نشینی}^2 - 0/73 * (\text{اختلاط کند})^2 - 1/23 * (\text{اختلاط سریع})^2 - 1/3 * (\text{منعقد کننده})^2 - 0/67$$

رابطه ۳) فرایند انعقاد الکتروشیمیایی)

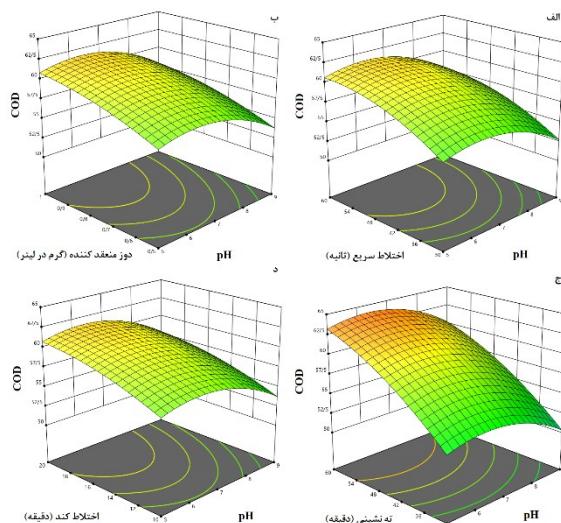
$$\text{Efficiency (\%)} = \frac{79/9 - 0/08 * \text{pH} + 3/895 * 7/74}{0/17(\text{pH}^*)^2 + \text{تعداد الکترود} * 2/83 * 4/7 * \text{فاصله} - \text{زمان واکنش} * 0/037 - (\text{زمان واکنش} * \text{جریان الکتریکی}) * 0/31 - (\text{فاصله} * \text{جریان الکتریکی}) * 0/18}$$

$$+ (\text{فاصله} * \text{جریان الکتریکی}) * 0/037 - (\text{زمان واکنش} * \text{جریان الکتریکی}) * 0/38875 - (\text{زمان واکنش} * \text{جریان الکتریکی}) * 0/775$$

متقابل یا اثرات دوگانه متغیرها بر روی پاسخ تولید شده در فرایندها، بصورت نمودارهای سه بعدی بر اساس تابع چند جمله‌ای ارایه شده است.

۳-۳ نحوه اثر متغیرها در کاهش COD در فرایندها

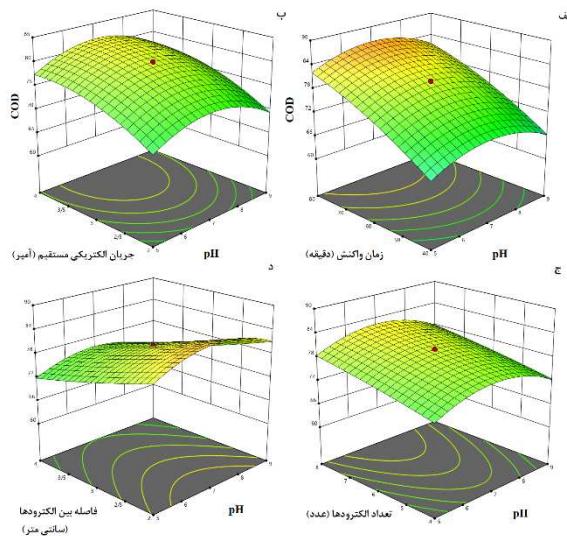
در اشکال ۳ (فرایند انعقاد شیمیایی متداول) و ۴ (فرایند انعقاد الکتروشیمیایی) چگونگی اثرگذاری متغیرها و اثرات



شکل ۳: تصویر سه بعدی مربوط به بازده کاهش COD به عنوان تابعی از متغیرها در فرایند انعقاد شیمیایی متداول

قلیایی مقداری کاهش پیدا می کند. بنابراین pH خنثی، شرایط ایده آلی برای حذف COD فراهم می کند. همچنین سایر متغیرها دارای اثر دائم افزایشی می باشد.

همانگونه از شکل ۳ مشخص است، تاثیر متغیر pH محیط بر کارایی فرایند انعقاد شیمیایی متداول، حالت دوگانه دارد با این توصیف که با افزایش pH از حالت اسیدی به سمت قلیایی، کارایی فرایند ابتدا افزایش و در ادامه در شرایط



شکل ۴: تصویر سه بعدی مربوط به بازده کاهش COD به عنوان تابعی از متغیرها در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

۴-۳- بینه‌سازی مدل

بهینه‌سازی مدل و یافتن مقدار بهینه متغیرها در فرایندهای انعقاد شیمیایی و الکتروشیمیایی و کاهش COD به عنوان شاخص تصفیه‌پذیری فاضلاب صنعت آرایشی - بهداشتی بر اساس تابع مطلوبیت توسط نرم افزار انجام شد. به این منظور در نرم افزار شرایط بهینه‌سازی مربوط به هر متغیر و پاسخ‌ها و میزان اهمیت هر یک از آنها تعیین شد. همه متغیرها در رنج بهینه مربوط به طراحی تنظیم شدند. همچنین طبق رابطه ۲ و ۳ بازده حذف تئوریکی COD برای فرایند انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی به ترتیب برابر با $67/0\cdot 2$ و $92/2$ درصد بدست آمد. در شرایط واقعی و آزمایشگاهی بازده کارایی به ترتیب برای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی به ترتیب برابر با 65 و 90 درصد بود. در جدول ۵، شرایط بهینه متغیرهای هر دو فرایند ارایه شده است.

همانگونه از تصویر ۴ مشخص است، تاثیر متغیر pH محیط بر کارایی فرایند، حالت دوگانه دارد با این توصیف که با افزایش pH از حالت اسیدی به سمت pH خنثی، کارایی فرایند ابتدا افزایش و در ادامه در طی شرایط قلیایی، مقداری کاهش پیدا می‌کند. بنابراین pH محدوده‌ی خنثی، شرایط ایده آلی برای حذف COD توسط فرایند انعقاد الکتروشیمیایی فراهم می‌کند. همچنین متغیر شدت جریان الکتریکی مستقیم دارای اثر دائم افزایشی می‌باشد و با افزایش مقدار این متغیر، کارایی فرایند افزایش پیدا می‌کند. متغیر مدت زمان واکنش دارای اثر افزایشی بوده و با افزایش این متغیر، کارایی فرایند افزایش پیدا می‌کند. این افزایش ابتدا قابل توجه است و در ادامه افزایش کارایی، افت پیدا می‌کند. اما تاثیر متغیر فاصله بین الکترودها دائماً کاهشی است و بالاترین کارایی در فواصل کمتر مشاهده می‌شود. تاثیر متغیر تعداد الکترودها مانند متغیر زمان واکنش، دائماً افزایشی است.

جدول ۵: شرایط بهینه متغیرهای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی

فرایند انعقاد شیمیایی									
COD نهایی (میلی گرم در لیتر)	COD اولیه (میلی گرم در لیتر)	بازده واقعی (درصد)	بازده تثویریکی (درصد)	زمان ته نشینی (دقیقه)	زمان اختلاط کند (دقیقه)	زمان اختلاط سریع (ثانیه)	دوز منعقد کننده (گرم در لیتر)	pH (-)	
۱۹۹/۸	۵۷۱	۶۵	۶۷/۰۲	۵۹	۱۹	۶۰	۰/۸۷	۶/۱	
فرایند انعقاد الکتروشیمیایی									
COD نهایی (میلی گرم در لیتر)	COD اولیه (میلی گرم در لیتر)	بازده واقعی (درصد)	بازده تثویریکی (درصد)	تعداد الکتروودها (عدد)	فاصله بین الکتروودها (سانتی متر)	زمان واکنش (دقیقه)	شدت جریان الکتریکی (آمپر)	pH (-)	
۵۷/۱	۵۷۱	۹۰	۹۲/۲	۸	۲	۸۰	۳/۶	۷/۱	

توضیحات: اعداد حاصل به سمت بالا رند شده اند

آلومینیوم آزاد (Al^{3+}) وجود دارند که به دلیل بار مثبت بالای خود، تمایل به انعقاد مستقیم ذرات کلوئیدی دارند. با این حال، در این شرایط، واکنش هیدرولیز ناقص است و امکان تشکیل پلیمرهای پیچیده آلومینیوم و میکروپلیمرها کاهش می‌یابد که این امر می‌تواند کارایی حذف را محدود کند.^{۱۴} در pH های بالا (بالاتر از ۸)، گونه‌های آلومینیوم عمدها به شکل هیدروکسیدهای آلومینیوم نامحلول یا آلومینات‌ها $(Al(OH)^{4-})$ وجود دارند. این ترکیبات تمایل به رسوب دارند، اما کارایی آن‌ها برای انعقاد ذرات کلوئیدی و حذف آلاندنهای آلی کاهش می‌یابد. همچنین، در این شرایط، امکان تشکیل مواد تهشین‌شده نامطلوب (مانند رسوبات سخت) افزایش می‌یابد. مطالعات نشان داده‌اند که در هنگام استفاده از PAC، pH بهینه حدود ۶ است. در این بازه، گونه‌های پلی‌هیدروکسی آلومینیوم که کارایی بالایی در خشی‌سازی بار کلوئیدها و حذف آلاندنه دارند، به طور قابل توجهی تشکیل می‌شوند. این گونه‌ها به دلیل ساختار شبکه‌ای و توانایی ایجاد پل‌های اتصال میان ذرات معلق، فرآیند انعقاد را بهبود می‌بخشند. در این محدوده pH، واکنش‌های هیدرولیز آلومینیوم نیز بهینه هستند، و محصول نهایی این واکشن‌ها شامل هیدروکسید آلومینیوم آمورف

بحث

فاضلاب صنعتی، بر اساس نوع صنعت، منبعی قابل توجه از آلاندنه‌ها، بویژه مواد آلی غیر قابل تجزیه بیولوژیکی، روغن و چربی، فلزات سنگین، ترکیبات غیر آلی و غیره است.^{۱۵} همچنین به دلیل بالا بودن آلدگی امکان وارد کردن مستقیم اینگونه فاضلاب‌ها به سیستم‌های تصفیه فاضلاب که از فرایند بیولوژیکی هوایی یا بی هوایی استفاده می‌کنند وجود ندارد و در صورت ورود باعث ایجاد اختلال در سیستم خواهد شد، بنابراین لازم است که مورد پیش تصفیه قرار گیرد.

فرایند انعقاد شیمیایی متداول

تأثیر pH بر کارایی فرآیند انعقاد شیمیایی در استفاده از پلی‌آلومینیوم کلراید، یکی از عوامل کلیدی در بهبود عملکرد این فرآیند است. انعقاد شیمیایی، به منظور حذف ذرات معلق، کلوئیدها و آلاندنهای آلی مورد استفاده قرار می‌گیرد و pH نقش تعیین‌کننده‌ای در شکل‌گیری گونه‌های شیمیایی آلومینیوم و کارایی فرآیند انعقاد دارد. در pH پایین (کمتر از ۴)، بیشتر گونه‌های آلومینیوم به شکل

تأثیر تغییرات مقدار منعقد کننده

در کاربرد فرایند انعقاد شیمیایی در محیط واقعی، میزان مقدار منعقد کننده بدلیل تاثیر گذاری بر میزان اقتصاد فرایند دارای اهمیت است. در این مطالعه میزان مقدار منعقد کننده مورد بررسی قرار گرفت. بالاترین کارایی فرایند در مقدار برابر 0.9 گرم در لیتر بدست آمد. با افزایش میزان مواد منعقد کننده در محیط واکنش، احتمال تشکیل لخته و بدام افتادم آلاینده‌ها در لخته‌ها افزایش پیدا می‌کند و بدیهی است که با افزایش مقدار منعقد کننده، کارایی فرایند افزایش پیدا نماید. پلی‌آلومینیوم کلراید به عنوان یک منعقد کننده پیشرفت‌های در فرایند تصفیه آب و فاضلاب شناخته می‌شود. این ماده شیمیایی، یک کوآگولانت پلیمری است که از ترکیبات آلومینیوم با درجه بالای هیدرولیز تشکیل شده و مزایای متعددی نسبت به منعقد کننده‌های سنتی مانند سولفات‌آلومینیوم (راج) دارد. از جمله مهم‌ترین ویژگی‌های این ماده، قابلیت حل شدن سریع در آب و تشکیل گونه‌های هیدروکسیلی پلیمری پایدار است که می‌تواند فرایند انعقاد را تسريع کند. گونه‌های هیدروکسیلی این ماده، قادرت بالای در ختنی‌سازی بار ذرات معلق دارند و به دلیل خاصیت شبکه‌ای خود، توانایی بیشتری در ایجاد پل‌های ارتباطی بین ذرات کلوئیدی و تشکیل لخته‌های بزرگ‌تر و پایدارتر دارند. کاهش مصرف مواد شیمیایی مکمل نظیر مواد قلایایی است از دیگر ویژگی‌های است. میزان تولید لجن در فرایند انعقاد با PAC نیز نسبت به سایر ترکیبات کمتر است که این موضوع به کاهش هزینه‌های دفع لجن و بهبود بهره‌وری سیستم‌های تصفیه کمک می‌کند.^{۱۹} در مطالعه مهدی نژاد و همکاران، فاضلاب خام صنعتی توسط فرایند انعقاد شیمیایی با منعقد کننده‌های مختلف مورد تصفیه قرار گرفته است. بر اساس نتایج حاصل مشخص شد که مقدار منعقد کننده بر کارایی فرایند دارای اهمیت است و با افزایش مقدار منعقد کننده، کارایی فرایند هم افزایش پیدا می‌کند.^{۲۰} در مطالعه

است که به عنوان جاذب مؤثری برای آلاینده‌ها عمل می‌کند^{۱۵}. در نتیجه، نگه داشتن pH در حدود 6 نه تنها به افزایش کارایی انعقاد کمک می‌کند، بلکه مصرف ماده شیمیایی و تولید لجن نیز بهینه می‌شود. از این‌رو، کنترل دقیق pH در فرایند انعقاد با PAC یکی از الزامات کلیدی برای دستیابی به نتایج مطلوب در تصفیه آب و فاضلاب است.

همچنین در فرایند انعقاد شیمیایی، به دلیل تاثیر بر روی میزان لخته تولیدی، ابعاد و وزن لخته تشکیل شده، pH دارای اهمیت است که در زیر به آن‌ها اشاره شده است.^{۱۶}

- ۱. مقدار و نوع مواد منعقد کننده:** بسته به pH فاضلاب، نوع و مقدار مواد منعقد کننده متفاوت است.

- ۲. بازده انعقاد:** در محدوده pH مناسب (معمولأ 5 تا 8)، بازده انعقاد بسیار بهتر است. در خارج از این محدوده، بازده انعقاد به شدت کاهش می‌یابد.

- ۳. تشکیل و تهنشینی رسوبات:** pH مناسب باعث می‌شود رسوبات منعقد شده به خوبی شکل گرفته و به سرعت تهنشین شوند. در pH نامناسب، رسوبات به درستی شکل نمی‌گیرند.

- ۴. حذف آلاینده‌ها:** در pH مناسب، حذف آلاینده‌های مختلف مانند مواد آلی، فلزات سنگین و میکروارگانیسم‌ها، بسیار موثرer است.

در مطالعه جاری، pH بهینه برابر با $6/1$ تعیین شد که بر اساس توضیحات ارایه شده، قابل توجیه است. در مطالعات پیشین مانند مطالعه IF.Renault و همکاران، pH بهینه برای فرایند انعقاد با منعقد کننده را برابر 7 گزارش کرده‌اند. در این مطالعه نشان داده شده است که کارایی فرایند در pH نسبتاً وسیعی دارای کارایی مناسبی است.^{۱۷} همچنین در مطالعه MAA Hassan فرایند انعقاد شیمیایی جهت تصفیه فاضلاب صنعت نساجی استفاده کرده‌اند. در این مطالعه، کارایی فرایند را در محدوده $6-8$ مناسب توصیف کرده‌اند.^{۱۸}

کاهش مصرف مواد شیمیایی می‌شود، که از نظر اقتصادی مقرنون به صرفه است. زمان اختلاط بهینه به تشکیل لخته‌های بزرگ‌تر و پایدارتر کمک می‌کند که در مراحل بعدی (مانند ته‌نشینی یا فیلتراسیون) به راحتی جدا می‌شوند.^{۲۲,۱۹} در مطالعات دقیق آزمایشگاهی، هدف کاهش این مدت زمان است. در این مطالعه برای منعقد کننده پلی آلمونیوم کلراید زمان کمتر از یک دقیقه (۵۲ ثانیه) بدست آمد. در مطالعات پیشین نیز، مدت زمان اختلاط سریع مورد بررسی قرار گرفته است که می‌توان به مطالعه MM Alnawajha²³ و همکاران TA Malkoske و همکاران^{۲۴} اشاره نمود.

تأثیر زمان اختلاط آهسته

زمان اختلاط آهسته نقش کلیدی در فرآیند انعقاد شیمیایی دارد و به تبدیل میکرو لخته‌های اولیه به ماکرو لخته‌های بزرگ‌تر و پایدارتر کمک می‌کند. این مرحله که معمولاً پس از اختلاط سریع انجام می‌شود، باعث می‌شود که لخته‌ها در اثر برخوردهای آرام با یکدیگر ادغام شده و ذرات معلق و آلاینده‌های کلوئیدی را به دام بیندازند. زمان کافی برای اختلاط آهسته تضمین می‌کند که این برخوردها به اندازه کافی رخ دهنده و ماکرو لخته‌هایی با ساختار مناسب برای ته‌نشینی یا جداسازی بهتر تشکیل شوند.^۸

اگر زمان اختلاط آهسته خیلی کوتاه باشد، لخته‌ها فرصت کافی برای رشد و ادغام پیدا نمی‌کنند و این می‌تواند منجر به کاهش راندمان حذف آلاینده‌ها شود. از سوی دیگر، زمان بیش از حد طولانی می‌تواند باعث شکنندگی و آسیب به لخته‌های تشکیل شده شود، زیرا لخته‌ها به دلیل نیروی برشی مکانیکی ممکن است شکسته و پراکنده شوند. به طور کلی، زمان بهینه اختلاط آهسته (معمولًاً بین ۱۰ تا ۳۰ دقیقه) باید بر اساس ویژگی‌های آب خام، نوع منعقد کننده، و تجهیزات تصفیه تعیین شود تا بهترین عملکرد در حذف ذرات معلق و کاهش کدورت حاصل شود.^{۱۹} در این مطالعه مدت زمان اختلاط آهسته برای منعقد کننده پلی آلمونیوم کلراید ۱۹ دقیقه بدست آمد. در این زمان، کارایی حذف COD حداقل

Mateus و همکاران، آب آشامیدنی مورد تصفیه قرار گرفته است. نتایج این مطالعه هم مشخص نمود که با افزایش مقدار منعقد کننده باعث افزایش کارایی حذف COD شده است.^{۲۱}

تأثیر زمان اختلاط سریع

زمان اختلاط سریع در فرآیند انعقاد شیمیایی یکی از پارامترهای کلیدی است که به طور مستقیم بر عملکرد فرآیند و کارایی حذف آلاینده‌ها تأثیر می‌گذارد. هدف از مرحله اختلاط سریع، پخش یکنواخت مواد شیمیایی منعقد کننده در حجم فاضلاب و ایجاد شرایط لازم برای شروع واکنش‌های شیمیایی مانند ختنی‌سازی بار ذرات معلق و تشکیل میکرو لخته‌ها است. اگر زمان اختلاط سریع بسیار کوتاه باشد، مواد منعقد کننده به طور کامل در فاضلاب پخش نمی‌شوند. این امر باعث کاهش کارایی ختنی‌سازی بار ذرات معلق و کاهش راندمان تشکیل لخته‌های پایدار می‌شود. به عبارت دیگر، عدم زمان کافی برای اختلاط می‌تواند منجر به استفاده ناکارآمد از مواد شیمیایی و افزایش هزینه‌ها شود. از سوی دیگر، زمان بیش از حد برای اختلاط سریع می‌تواند باعث شکستن میکرو لخته‌های اولیه شود که در مرحله بعدی (اختلاط آهسته) باید به ماکرو لخته‌های بزرگ‌تر تبدیل شوند. این پدیده می‌تواند منجر به کاهش کارایی حذف ذرات معلق و آلاینده‌ها شود. زمان بهینه برای اختلاط سریع به کیفیت فاضلاب، نوع منعقد کننده مورد استفاده و شرایط عملیاتی بستگی دارد. به طور معمول، زمان اختلاط سریع در محدوده ۳۰ ثانیه تا ۲ دقیقه توصیه می‌شود. در این بازه، مواد منعقد کننده فرصت کافی برای پخش یکنواخت و شروع واکنش‌های شیمیایی را خواهند داشت، در حالی که از آسیب به لخته‌های در حال تشکیل جلوگیری می‌شود. اختلاط سریع با زمان مناسب به توزیع یکنواخت منعقد کننده و ختنی‌سازی بار سطحی ذرات کمک می‌کند. این امر باعث افزایش توانایی فرآیند در حذف ذرات معلق می‌شود. پخش یکنواخت مواد منعقد کننده باعث افزایش کارایی آنها و

ساعت متغیر است) باید بر اساس ویژگی های لخته ها، کیفیت آب خام، و شرایط عملیاتی طراحی شود تا فرآیند جداسازی بهترین شکل انجام گیرد و کارایی تصفیه افزایش یابد.^{۲۷} در این مطالعه حداقل زمان در نظر گرفته شده در این مطالعه ۶۰ دقیقه بود. بالاترین مقدار حذف COD در بالاترین زمان ۵۹ دقیقه (در مطالعه Bhatia و همکاران، زمان ته نشینی در بازه زمانی ۶۰ تا ۱۲۰ دقیقه در نظر گرفتن و بهترین کارایی در ۹۰ دقیقه بدست آمد.^{۲۸} در مطالعه Yunos و همکاران زمان ته نشینی بهینه برای معنقد کننده ۳۰ دقیقه تعیین شد.^{۲۹}

فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

pH تاثیر

در فرآیند انعقاد الکتروشیمیایی، استفاده از الکترودهای آلومینیوم در آند منجر به آزاد شدن یون های فلزی آلومینیوم (Al³⁺) در اثر انحلال الکتروشیمیایی این فلز می شود. این یون ها در حضور آب، با واکنش های هیدروولیز، به شکل گونه های مختلف هیدروکسیلی آلومینیوم تبدیل می شوند. گونه های هیدروکسیلی شامل آلومینیوم آزاد (Al³⁺)، هیدروکسید آلومینیوم آمورف (Al(OH)₃)، پلی هیدروکسی آلومینیوم (Al(OH)²⁺) و آلومینات (Al(OH)⁻⁴) هستند. نوع این گونه ها و کارایی آنها به شدت به pH محیط وابسته است (۲۹). در pH اسیدی (غالبا زیر ۵)، گونه غالب آلومینیوم به صورت Al³⁺ وجود دارد. این یون به دلیل بار مثبت بالای خود، توانایی زیادی در ختنی سازی بار سطحی ذرات کلوئیدی دارد. با این حال، در محیط اسیدی واکنش های هیدروولیز محدود هستند و گونه های هیدروکسیلی پایدار یا رسوبات حجیم تشکیل نمی شوند. به همین دلیل، توانایی تشکیل لخته های بزرگ و پایدار که برای حذف آلاینده ها ضروری هستند، کاهش می یابد. علاوه بر این، محیط اسیدی می تواند باعث افزایش نرخ خوردگی الکترودها شود که نه تنها راندمان فرآیند را تحت تأثیر قرار می دهد، بلکه هزینه های عملیاتی را نیز افزایش می دهد.^{۲۷}

مقدار است. زمان های کمتر این مقادیر باعث فرصت مناسب جهت تشکیل لخته به منعقد کننده داده نمی شود و در زمان های بالاتر از زمان بهینه بدست آمده باعث شکسته شدن لخته ها و برگشت مجدد آلاینده به فاز محلول می گردد. در مطالعه Bhatia و همکاران، پساب کارخانه روغن دارای تکه های زایدات را با استفاده از معنقد کننده مورد تصفیه قرار دادند. در این مطالعه زمان اختلاط آهسته بعنوان یکی از پارامترهای مطالعه انتخاب شده بود که زمان بهینه را ۲۵ دقیقه تعیین کرده اند.^{۲۵} در مطالعه Renault و همکاران کاربرد فرایند انعقاد مورد مطالعه قرار گرفت. در این مطالعه کارایی فرایند تحت تأثیر مدت زمان اختلاط آهسته بود و در مدت زمان ۳۰ دقیقه کارایی فرایند در حذف COD بالاترین حالت بدست آمد.^{۲۶}

تأثیر زمان ته نشینی

زمان ته نشینی یکی از مهم ترین مراحل در فرآیند انعقاد شیمیایی است که تأثیر زیادی بر جداسازی مؤثر لخته ها و بهبود کیفیت آب تصفیه شده دارد. پس از مرحله اختلاط سریع و آهسته، لخته های تشکیل شده (ماکرو لخته ها) باید فرست کافی برای ته نشینی و جدایی از آب پیدا کنند. در این مرحله، ذرات معلق سنگین تر از آب که به صورت لخته درآمده اند، تحت تأثیر نیروی گرانش به سمت کف مخزن ته نشینی حرکت می کنند. زمان کافی برای ته نشینی باعث می شود که لخته ها به طور کامل از آب جدا شوند و راندمان حذف ذرات معلق و کدورت افزایش یابد. اگر زمان ته نشینی ناکافی باشد، بسیاری از لخته های تشکیل شده فرست ته نشینی نخواهند داشت و در جریان خروجی وارد مراحل بعدی تصفیه می شوند که این امر می تواند منجر به کاهش کارایی کل فرآیند و افزایش نیاز به فیلتراسیون یا سایر روش های تصفیه تکمیلی شود. از سوی دیگر، زمان ته نشینی بیش از حد ممکن است باعث تراکم بیش از حد لجن ته نشین شده و افزایش مشکلات در دفع آن شود. به طور کلی، زمان ته نشینی بهینه (که معمولاً بین ۳۰ دقیقه تا چند

۳۱. و همچنین در مطالعه انجام گرفته توسط Pahlavanzadeh صنعت کاغذ سازی با فرایند الکتروکواگولاسیون با الکترودهای آهن و آلومینیوم انجام داده اند pH محدوده‌ی ۵-۷ را به عنوان pH بهینه معرفی شده است.^{۳۲}

تأثیر جریان الکتریکی مستقیم

در فرآیند انعقاد الکتروشیمیایی، جریان الکتریکی مستقیم، نقش بسیار مهمی در فرآیند تولید لخته‌ها و حذف آلاینده‌ها دارد. این جریان از طریق اعمال ولتاژ به الکترودها، باعث تولید گونه‌های شیمیایی فعال مانند یون‌های هیدروکسید، هیدروژن و فلزات هیدرولیز شده می‌شود که در فرآیند انعقاد به‌طور مستقیم دخیل هستند. در این فرآیند، جریان الکتریکی باعث شکستن مولکول‌های آب و ایجاد یون‌های فلزی مانند آلومینیوم (در صورت استفاده از الکترود آلومینیوم) و آهن (در صورت استفاده از الکترود آهن) می‌شود. این یون‌های فلزی سپس به گونه‌های هیدروکسیلی تبدیل می‌شوند که قادر به خشی‌سازی بر ذرات معلق و ایجاد لخته‌های بزرگ‌تر هستند. جریان الکتریکی موجب افزایش سرعت واکنش‌های هیدرولیز و تولید گونه‌های فعال می‌شود که این امر منجر به تشکیل سریع‌تر لخته‌ها و بهبود کارایی حذف ذرات معلق و آلاینده‌ها می‌گردد. این امر به ویژه در تصفیه فاضلاب‌هایی با بار آلودگی بالا یا آب‌های با کدورت زیاد مؤثر است.^{۳۳} شدت جریان الکتریکی نیز بر اندازه و کیفیت لخته‌ها تأثیرگذار است. جریان‌های پایین‌تر معمولاً لخته‌های کوچکتری تولید می‌کنند که ممکن است در مراحل بعدی فرآیند تهشیینی یا فیلتراسیون به‌طور کامل از آب جدا شوند. در حالی که جریان‌های بالاتر لخته‌های بزرگ‌تری تولید می‌کنند که به راحتی تهشیین می‌شوند و در فرآیندهای بعدی جداسازی بهتر عمل می‌کنند. با وجود اینکه جریان الکتریکی می‌تواند کارایی فرآیند را بهبود بخشد، اما استفاده از آن نیاز به تأمین انرژی دارد که در برخی موارد می‌تواند منجر به

در مقابل در pH قلیایی (بالاتر از ۸)، گونه غالب آلومینیوم به صورت آلومینات (Al(OH)_4^-) است. این گونه تمایل به تشکیل رسوبات دارد و به دلیل رسوب سریع، قابلیت خشی‌سازی بار سطحی ذرات معلق کاهش می‌یابد. همچنین، در محیط قلیایی، تولید گازهای هیدروژن (H_2) و اکسیژن (O_2) در فرآیند الکتروشیمیایی افزایش می‌یابد که می‌تواند باعث ایجاد موافع در تماس مؤثر بین الکترودها و محلول شود. این امر منجر به کاهش کارایی فرآیند و مصرف بیشتر انرژی می‌شود. و در نهایت در pH محدوده‌ی خشی، واکنش‌های هیدرولیز آلومینیوم بهینه هستند و گونه‌های مؤثری همچون پلی‌هیدروکسی آلومینیوم (Al(OH)^{2+}) و هیدروکسید آلومینیوم آمورف (Al(OH)_3) به میزان زیادی تشکیل می‌شوند. این گونه‌ها به دلیل ساختار شبکه‌ای و بار الکتریکی متعادل، عملکرد بسیار مؤثری در خشی‌سازی بار کلوئیدها، ایجاد پل‌های اتصال بین ذرات و تشکیل لخته‌های پایدار دارند. همچنین، این گونه‌ها به راحتی می‌توانند ذرات معلق و آلاینده‌های آلی را جذب کرده و همراه با رسوب به صورت جامد از محلول جدا کنند.^{۱۴، ۱۰} در pH خشی، گونه‌های تشکیل شده در این بازه، از نظر ساختاری بهینه هستند و لخته‌هایی با اندازه و پایداری مناسب تشکیل می‌دهند که جداسازی آنها از محیط ساده‌تر است. همچنین در pH خشی، تولید گازهای هیدروژن و اکسیژن به حداقل می‌رسد، بنابراین تماس مؤثر الکترودها با محلول و عملکرد بهینه سیستم تضمین می‌شود و برخلاف محیط اسیدی یا قلیایی، در pH خشی میزان خوردگی الکترودها کاهش می‌یابد که منجر به افزایش طول عمر الکترودها و کاهش هزینه‌های نگهداری می‌شود. در pH خشی، گونه‌های تشکیل شده قادرند آلاینده‌های آلی، کلوئیدها و حتی فلزات سنگین را به طور مؤثری حذف کنند، زیرا این بازه pH بهینه‌ترین شرایط را برای عملکرد گونه‌های انعقادی فراهم می‌کند.^{۳۰، ۲۷} در این زمینه تکدستان و همکاران بهترین راندمان حذف کدورت را در هنگام استفاده از فرآیند الکتروکواگولاسیون در pH محیط برابر با ۷ تخمین زده اند

کارایی افزایش پیدا نماید اما باید به این نکته توجه نمود که بحث اقتصادی فرایند نیز مطرح است و باید در نظر گرفت که افزایش کارایی دارای توجیه اقتصادی است یا خیر.^{۳۹} در مطالعه Hussein TK و همکاران که مقایسه کارایی فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی در حذف فاضلاب حاوی رنگ می باشد، زمان واکنش ۸۰ دقیقه به عنوان زمان بهینه گزارش شده است.^{۴۰}

تأثیر فاصله بین الکترودها

یکی دیگر از فاکتورهای تاثیر گذار بر کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، فاصله بین الکترودها می باشد. بر اساس نتایج مشخص شد که با کاهش فاصله بین الکترودها، کارایی فرایند افزایش می باید و بیشترین کارایی تصفیه پذیری فاضلاب هنگامی بدست آمد که فاصله بین الکترودها دو سانتی متر بود. تنظیم فاصله بین الکترودها برای سطح موثر مورد نیاز الکترودها بسیار مهم است.^{۴۱} دلیل افزایش کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی با کاهش فاصله بین الکترودها را می توان اینگونه توصیف کرد که کاهش فاصله بین الکترودها منجر به کاهش مقاومت الکتریکی در محیط واکنش می شود که به نوبه خود بر افزایش سرعت حل شدن الکترود آلومینیوم تأثیر می گذارد و باعث می شود یون های فلزی با سرعت بالاتر / مقدار بالاتر در محیط آزاد شده و تشکیل لخته هیدروکسی دهنده و در نتیجه منجر به حذف بیشتر آلینده از محیط می شود. از سوی دیگر، کاهش فاصله بین الکترودها می تواند با محدود کردن حباب های ایجاد شده در یک فضای باریک، روند شناورسازی را افزایش دهد که در نهایت منجر به افزایش راندمان حذف می شود. در مطالعه Zeboudji و همکاران که فاکتورهای تاثیر گذار بر فرایند الکتروکوآگولاسیون را در تصفیه آلینده ها مطالعه کرده اند، فاصله بین الکترودها را ۰/۵ تا ۲ سانتی متر در نظر گرفته اند. طبق نتایج این مطالعه، نرخ حذف آلینده بور با کاهش فاصله بین الکترودها افزایش یافت. با کاهش فاصله

افزایش هزینه های عملیاتی شود. بنابراین، باید میزان جریان به طور دقیق تنظیم شود تا تعادلی میان کارایی و مصرف انرژی برقرار شود. با افزایش ولتاژ اولیه محلول میزان خوردگی الکترودهای آلومینیوم زیاد می شود. بنابراین تولید یون Al^{3+} و افزایش می باید که این امر به نوبه خود باعث افزایش تشکیل هیدروکسیلی می شود. بنابراین کارایی حذف افزایش می باید. علاوه بر این، این نکته به اثبات رسیده است که با افزایش در جریان، دانسیته حباب ها افزایش و اندازه آنها کاهش می باید. و این امر حذف سریع تر و بیشتر آلینده ها را به دنبال خواهد داشت.^{۳۵, ۳۶}

از طرفی با کاهش میزان جریان الکتریسیته زمان مورد نیاز برای دستیابی به راندمان های حذف مشابه باشیست افزایش باید.^{۳۷} این رفتار که راندمان تصفیه تا حدود زیادی تحت تاثیر بارگذاری جریان الکتریسیته است توسط برخی محققین به اثبات رسیده است.^{۳۸} Pena و همکاران در مطالعه ای که به بررسی راندمان حذف آرسنیک از آب از طریق فرآیند انعقاد الکتروشیمیایی با استفاده از الکترودهای آلومینیومی پرداختند، مشاهده نمودند که با افزایش ولتاژ فلوك های هیدروکسید بیشتری تولید شده که نتیجه امر حذف موثرتر آرسنیک بود.^{۳۹} همچنین تحقیقات Gomez و همکاران نیز نشان داد که راندمان حذف با افزایش ولتاژ افزایش می باید.^{۴۰}

تأثیر زمان واکنش

با افزایش زمان واکنش، کارایی فرایند افزایش پیدا می کند. با افزایش زمان واکنش، این فرصت به عوامل دخیل بر کارایی داده می شود که تاثیر گذاری بیشتری بر کارایی حذف آلینده داشته باشند. در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی مستقیم بواسطه تولید یون های آلومینیوم ایجاد لخته و در ادامه بدام انداختن آلینده ها و در نهایت کاهش COD در کارایی فرایند دخیل است بنابراین واضح است که هر میزان زمان واکنش بالاتر باشد، حذف آلینده بیشتر صورت می گیرد. باید توجه نمود که ممکن است با افزایش زمان واکنش

انعقاد و ته نشینی بهدلیل کارایی نسبتاً مناسب در کاهش بار آلودگی فاضلاب ها بویژه فاضلاب های صنعتی، می‌تواند برای تصفیه آلینده‌های محیط‌های آبی مورد استفاده قرار بگیرد. از نقاط قوت این فرایند، سادگی آن در راهاندازی و راهبری می‌باشد و در این فرایند آلینده‌های سخت تجزیه، مانند ترکیبات آلی دیر تجزیه پذیر، معمولاً حذف و تثبیت آلینه به صورت کامل و مؤثر انجام می‌شود.

بر اساس نتایج حاصل، فاضلاب این صنعت پس از پیش تصفیه توسط هر دو فرایند، قابلیت تخلیه به محیط زیست را دارند. اما باید به این موضوع توجه نمود که پس از تصفیه شده توسط فرایند انعقاد شیمیایی متداول دارای محدودیت است و تنها می‌توان برای آبیاری فضای سبز استفاده نمود.

سپاسگزاری

این مقاله حاصل پایان نامه مقطع کارشناسی ارشد با عنوان " مقایسه کارایی فرایند انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی و شناورسازی در تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی- بهداشتی" می‌باشد که نویسنده‌گان مقاله کمال تشکر و قدردانی را از کلیه بخش‌های مرتبط دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران غرب را به عمل می‌آورند.

تعارض منافع

نویسنده‌گان این مقاله هیچگونه تعارض منافعی که مرتبط با این پژوهش باشد، را ندارند.

حمایت مالی

این مطالعه حاصل پایان نامه مقطع کارشناسی ارشد رشته مهندسی عمران - محیط زیست در دانشگاه آزاد اسلامی تهران- واحد غرب می‌باشد. از معاونت تحقیقات جهت حمایت‌های مالی و معنوی تشکر می‌گردد.

ملاحظات اخلاقی

این پژوهش به طور کامل در محیط آزمایشگاهی و بر روی مواد غیرزنده انجام شده است. در این مطالعه، هیچگونه آزمایش بر روی انسان، حیوان یا سایر موجودات زنده صورت نگرفته است. بنابراین، این پژوهش با استانداردهای

بین الکترودها از ۲/۵ تا ۰/۵ سانتی متر پس از ۱۵۰ دقیقه، میزان بازده حذف بور از ۷۳ به ۹۲ درصد افزایش یافت.^{۴۱}

تأثیر تعداد الکترودها

از دیگر فاکتور تاثیر گذار بر کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، تعداد الکترودهای بکار برده شده در بخش آند و کاتد می‌باشد. در این مطالعه با افزایش تعداد الکترودها، کارایی فرایند تغییر محسوسی داشت. بگونه‌ای که بالاترین کارایی (۹۰ درصد حذف) در تعداد ۸ الکترود اتفاق افتاد. بین کارایی حذف و مساحت کل الکترودها رابطه مستقیمی وجود دارد. هنگامی که سطح الکترودها افزایش می‌یابد، توزیع چگالی عوامل انعقادی موثر است. این می‌تواند انعقاد مرتبط را ایجاد کرده و حذف آلینه‌ها را کامل کند. بازده حذف فلزات بستگی مستقیم به غلظت یون‌های تولید شده توسط الکترودها دارد. هنگامی که دوره الکترولیز افزایش می‌یابد، افزایش غلظت یون‌ها و لخته‌های هیدروکسیدی آنها رخ می‌دهد.^{۴۲} در مطالعه Akbal و همکاران، تعداد الکترودها در طی فرایند انعقاد الکتریکی در حذف فلزات سنگین مورد مطالعه قرار گرفته است. در این حالت، حذف مس از ۷۷/۸ به ۹۷/۵، حذف کروم از ۷۱/۹ به ۹۳/۲ و حذف نیکل از ۷۴/۱ به ۴۰/۲ پس از ۱۰ دقیقه زمان، هنگامی که تعداد الکترود از دو به شش تغییر کرد، افزایش پیدا کرد. حذف نیکل در حدود ۹۹/۹ با شش الکترود پس از ۳۰ دقیقه زمان انعقاد الکتریکی به دست آمد.^{۴۳}

نتیجه‌گیری نهایی

کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی در کاهش مقدار COD فاضلاب صنعت آرایشی- بهداشتی نسبت به فرایند انعقاد شیمیایی متداول بسیار مناسب تر است، به گونه‌ای که در شرایط بهینه فرایند انعقاد المتروشیمیایی، غلظت COD از ۵۷۰ میلی گرم در لیتر به ۵۷ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا کرد. در مقابل فرایند انعقاد شیمیایی متداول دارای کارایی ۶۵ درصدی در شرایط بهینه است و میزان COD به ۱۹۹/۸ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا می‌کند. فرایندهایی بر پایه

- تحلیل داده ها: رویا مافی غلامی
- اعتبارسنجی: رویا مافی غلامی
- مدیریت پژوهش: رویا مافی غلامی
- نظارت: رویا مافی غلامی
- تأمین بودجه: رویا مافی غلامی
- نوشتن پیش نویس اولیه: رامین حسینی سنجیری
- بازنگری و ویرایش: رویا مافی غلامی
- اخلاقی بین المللی مطابقت دارد و نیازی به دریافت تأییدیه از کمیته اخلاق پژوهش نداشته است. تمامی مراحل پژوهش با رعایت اصول اخلاقی و با توجه به قوانین و مقررات مرتبط با پژوهش های آزمایشگاهی انجام شده است.
- مشارکت نویسندها**
- طراحی پژوهش: رویا مافی غلامی
- روش شناسی: رویا مافی غلامی
- انجام آزمایش ها: رامین حسینی سنجیری
- جمع آوری داده ها: رامین حسینی سنجیری

References

1. Aljohani MM, Al-Qahtani SD, Alshareef M, El-Desouky MG, El-Binary AA, El-Metwaly NM, et al. Highly efficient adsorption and removal bio-staining dye from industrial wastewater onto mesoporous Ag-MOFs. *Process Safety and Environmental Protection.* 2023; 395-407;172.
2. Kishor R, Purchase D, Saratale GD, Saratale RG, Ferreira LFR, Bilal M, et al. Ecotoxicological and health concerns of persistent coloring pollutants of textile industry wastewater and treatment approaches for environmental safety. *Journal of Environmental Chemical Engineering.* 2021;9(2):105012.
3. Abidemi BL, James OA, Oluwatosin AT, Akinropo OJ, Oraeloaka UD, Racheal AE. Treatment technologies for wastewater from cosmetic industry—A review. *Int J Chem Biomol S.* 2018;4(4):69-80.
4. Diver D ,Nhapi I, Ruziwa WR. The potential and constraints of replacing conventional chemical coagulants with natural plant extracts in water and wastewater treatment. *Environmental Advances.* 2023;100421.
5. Silva LG, Moreira FC, Souza AA, Souza SM, Boaventura RA ,Vilar VJJJoCP. Chemical and electrochemical advanced oxidation processes as a polishing step for textile wastewater treatment: A study regarding the discharge into the environment and the reuse in the textile industry. *2018;198:430-42.*
6. Ankoliya D, Mudgal A, Sinha MK, Patel V, Patel J. Application of electrocoagulation process for the treatment of dairy wastewater: A mini review. *Materials Today: Proceedings.* 2023;77:117-24.
7. Hu Q, He L, Lan R, Feng C, Pei X. Recent advances in phosphate removal from municipal wastewater by electrocoagulation process: A review. *Separation and Purification Technology.* 2023;308:122944.
8. Yu Y, Zhong Y, Sun W, Xie J, Wang M, Guo Z. A novel electrocoagulation process with centrifugal electrodes for wastewater treatment :Electrochemical behavior of anode and kinetics of heavy metal removal. *Chemosphere.* 2023;310:136862.
9. Yegane Badi M, Vosoughi M, Sadeghi H, Mokhtari SA, Mehralipour J. Ultrasonic-assisted H₂O₂/TiO₂ process in catechol degradation: kinetic, synergistic and optimisation via response surface methodology. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry.* 2022;102(3):757-70.
10. Mehralipour J, Akbari H, Adibzadeh A, Akbari H. Tocilizumab degradation via photo-catalytic ozonation process from aqueous. *Scientific Reports.* 2023;13(1):22402.
11. Association APH, Association AWW. Standard methods for the examination of water and wastewater: American public health association; 1989.
12. Kousha M, Tavakoli S, Daneshvar E, Vazirzadeh A, Bhatnagar A. Central composite design optimization of Acid Blue 25 dye biosorption using shrimp shell biomass. *Journal of Molecular Liquids.* 2015;207:266-73.
13. Pajootan E, Arami M, Mahmoodi NM. Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers.* 2012;43(2):282-90.
14. Samarghandi M, Shabanloo A, Mehralipour J, Kokabian M, ASGARI SB. Comparison of electro-coagulation process (EC) and electro oxidation (EO) process for degradation of Acid Blue Dye 113 (AB113) from aqueous solutions. 2015.
15. Ding Q, Ishikawa D, Yamamura H, Watanabe Y. Causes of negatively charged meso-colloids formed in the coagulation process: Implication of the origin of foulants in the coagulation–membrane filtration process. *Water Research.* 2024;266:122435.
16. Thirugnanasambandham K, Karri RR. Preparation and characterization of Azadirachta indica A. Juss. plant based natural coagulant for the application of urban sewage treatment: Modelling and cost assessment. *Environmental Technology & Innovation.* 2021;23:101733.
17. Renault F, Sancey B, Badot PM, Crini G. Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. *European Polymer Journal.* 2009;45(5):1337-48.
18. Hassan MA, Li TP, Noor ZZ. Coagulation and flocculation treatment of wastewater in textile industry using chitosan. *Journal of Chemical and Natural Resources Engineering.* 2009;4(1):43-53.
19. Mohamed F, Mohamed R, Abdullah A, Kholief M, Khalifa R, Roshdy M, et al. Novel method of poly aluminum chloride extraction from kaolin and its application for wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment.* 2024;317:100178.
20. Mehdinejad MH, Bina B. Application of Moringa oleifera coagulant protein as natural coagulant aid with alum for removal of heavy metals from raw water. *Desalination and Water Treatment.* 2018;116:187-94.
21. Mateus GAP, Paludo MP, dos Santos TRT, Silva MF, Nishi L, Fagundes-Klen MR, et al. Obtaining drinking water using a magnetic coagulant composed of magnetite nanoparticles functionalized with Moringa oleifera seed extract. *Journal of environmental chemical engineering.* 2018;6(4):4084-92.
22. Hoa NT, Hue CT. Enhanced water treatment by Moringa oleifera seeds extract as the bio-coagulant: role of the extraction method. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua.* 2018;67(7):634-47.
23. Alnawajha MM, Abdullah SRS, Hasan HA, Othman AR, Kurniawan SB. Effectiveness of using water-

- extracted Leucaena leucocephala seeds as a coagulant for turbid water treatment: effects of dosage, pH, mixing speed, mixing time, and settling time. *Biomass Conversion and Biorefinery*. 2024;14(10):11203-16.
24. Malkoske TA, Bérubé PR, Andrews RC. Impact of extended versus typical rapid mixing HRTs on continuous-flow coagulation-ultrafiltration. *Separation and Purification Technology*. 2023;319:124041.
25. Bhatia S, Othman Z, Ahmad AL. Coagulation-flocculation process for POME treatment using *Moringa oleifera* seeds extract: optimization studies. *Chemical Engineering Journal*. 2007;133(1-3):205-12.
26. Renault F, Sancy B, Badot P-M, Crini G. Chitosan for coagulation/flocculation processes—an eco-friendly approach. *European Polymer Journal*. 2009;45(5):1337-48.
27. Belibagli P, Akbay HEG, Arslan S, Mazmancı B, Dizge N, Senthilkumar N, et al. Enhanced biogas yield in anaerobic digestion of citric acid wastewater by pre-treatment: The effect of calcium hydroxide precipitation and electrocoagulation process. *Process Safety and Environmental Protection*. 2024;184:1344-56.
28. Yunos FHM, Nasir NM, Jusoh HHW, Khatoon H, Lam SS, Jusoh A. Harvesting of microalgae (*Chlorella sp.*) from aquaculture bioflocs using an environmental-friendly chitosan-based bio-coagulant. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2017;124:243-9.
29. Samarghandi MR, Shahbazi Z, Bahadori R, Mehralipour J, Miveh ZA. The survey of ultrasound-electrocoagulation process in removal of ciprofloxacin from aqueous through central composite design. *Journal of Health in the Field*. 2018;6(1):9-19.
30. Hussein TK, Jasim NA. A comparison study between chemical coagulation and electro-coagulation processes for the treatment of wastewater containing reactive blue dye. *Materials Today: Proceedings*. 2021;42:1946-50.
31. TAKDASTAN A, AZIMI A, SALARI Z. The use of electrocoagulation process for removal of turbidity, COD, detergent and phosphorus from carwash effluent. 2011.
32. Katal R, Pahlavanzadeh H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. *Desalination*. 2011;265(1):199-205.
33. Issaka E. From Complex Molecules to Harmless Byproducts: Electrocoagulation Process for Water Contaminants Degradation. *Desalination and Water Treatment*. 2024;100532.
34. Yavuz Y, Öğütveren Ü. Treatment of industrial estate wastewater by the application of electrocoagulation process using iron electrodes. *Journal of environmental management*. 2018;207:151-8.
35. Mohammadi AS, Mehralipour J, Shabanlo A, Roshanaie G, Barafreshetpour M, Asgari G. Comparing the electrocoagulation and electro-Fenton processes for removing nitrate in aqueous solution for Fe electrodes. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*. 2013;230(104).
36. Alinsafi A, Khemis M, Pons M, Leclerc J, Yaacoubi A, Benhammou A, et al. Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. *Chemical engineering and processing: Process intensification*. 2005;44(4):461-70.
37. van Genuchten CM, Addy SE, Peña J, Gadgil AJ. Removing arsenic from synthetic groundwater with iron electrocoagulation: an Fe and As K-edge EXAFS study. *Environmental science & technology*. 2012;46(2):986-94.
38. Gomes JA, Daida P, Kesmez M, Weir M, Moreno H, Parga JR, et al. Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products. *Journal of hazardous materials*. 2007;139(2):220-31.
39. Oturan N, Wu J, Zhang H, Sharma VK, Oturan MA. Electrocatalytic destruction of the antibiotic tetracycline in aqueous medium by electrochemical advanced oxidation processes: effect of electrode materials. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2013;140:92-7.
40. Zheng X-y, Kong H-N, Wu D-y, Wang C, Li Y, Ye H-r. Phosphate removal from source separated urine by electrocoagulation using iron plate electrodes. *Water Science and Technology*. 2009;60(11):2929-38.
41. Zeboudji B, Drouiche N, Lounici H, Mameri N, Ghaffour N. The influence of parameters affecting boron removal by electrocoagulation process. *Separation Science and Technology*. 2013;48(8):1280-8.
42. Bazrafshan E, Moein H, Kord Mostafapour F, Nakhaie S. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. *Journal of Chemistry*. 2013;2013.
43. Akbal F, Camci S. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation for heavy metal removal. *Chemical Engineering & Technology*. 2010;33(10):1655-64.