Volume 4, Issue 13, February 2026, 1907-1922.

Online ISSN: 3041-9255

Journal of Human Ecology

journal homepage: http://www.landscapeecologyjournals.ir/

Research Paper

Economic Analysis of the Electrocoagulation Process in Treating Polymer-Based Drilling Waste and Cost Comparison with Chemical Coagulation Based on PAC

Amirhooshang Mostajira[1] Leila Vafajoo[1,2*]

[1]Department of Chemical and Polymer Engineering, ST. C., Islamic Azad University, Tehran, Iran.
[2]Nano Research Centre, ST. C., Islamic Azad University, Tehran, Iran.

Keywords

Drilling waste
Electrocoagulation
Polyaluminum chloride
Economic analysis
Net treatment cost.

A B S T R A C T

The management of polymer-based drilling waste poses significant challenges due to its high organic load, substantial sludge generation, and limited water resources in oil-producing regions, necessitating the adoption of efficient and cost-effective treatment methods. In this study, the combined sedimentation–electrocoagulation (EC) process was evaluated from economic and energy perspectives and compared with the conventional chemical coagulation method using polyaluminum chloride (PAC). The cost–benefit analysis was conducted on the basis of treating one cubic meter of wastewater, using prevailing Iranian prices for the years 2024–2025. The results indicated that the direct treatment cost of EC was approximately 11,760 IRR/m³, whereas that of PAC was about 21,100 IRR/m³. When accounting for the benefits of water recovery (0.8 m³ for EC compared to 0.6 m³ for PAC) and reduced disposal costs, the net treatment cost for EC decreased to approximately –7,040 IRR/m³, representing a net economic saving. In contrast, the PAC process still exhibited a positive net cost of approximately 5,400 IRR/m³. Moreover, the specific energy consumption for COD removal in the scalable EC scenario was calculated to be about 1.77 kWh/kgCOD, while a higher value of 8.85 kWh/kgCOD was observed at the laboratory scale. Overall, the findings demonstrate that electrocoagulation, operating under alkaline conditions and employing low-cost, reusable steel electrodes, represents an economically viable and industrially scalable treatment option and, in many scenarios, outperforms conventional chemical coagulation.

*Corresponding Author: Leila Vafajoo.
Email Adresses: vafajoo@iau.ac.ir.

Mostajir,A. and Vafajoo,L. (2026). Economic Analysis of the Electrocoagulation Process in Treating Polymer-Based Drilling Waste and Cost Comparison with Chemical Coagulation Based on PAC. *Human Ecology*, *4*(13), 1907-1922.

Doi: https://doi.org/10.22034/he.2026.572408.1192

شاپای الکترونیکی: ۹۲۵۵-۳۰۴۱
فصلنامه اکولوژی انسانی
http:// www.landscapeecologyjournals.ir

مقاله پژوهشی

تحلیل اقتصادی فرآیند انعقاد الکتریکی در تصفیه پسماند حفاری پایه پلیمری و مقایسه هزینه آن با انعقاد شیمیایی مبتنی بر PAC

امیر هوشنگ مستجیر[۱]، لیلا وفاجو (نویسنده مسئول)[۲،۱]*
[۱] گروه مهندسی شیمی و پلیمر، واحد تهران جنوب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.
[۱] مرکز تحقیقات نانو، واحد تهران جنوب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

چکیده

مدیریت پسماند حفاری با پایه پلیمری، به دلیل بار آلی بالا، تولید قابل‌توجه لجن و محدودیت منابع آب در مناطق نفت‌خیز، مستلزم به‌کارگیری روش‌های تصفیه کارا و اقتصادی است. در این پژوهش، کارایی فرآیند ترکیبی ته‌نشینی–انعقاد الکتریکی (EC) از منظر اقتصادی و مصرف انرژی ارزیابی و با روش متداول انعقاد شیمیایی با پلی‌آلومینیوم کلراید (PAC) مقایسه شده است. تحلیل هزینه–منفعت بر مبنای تصفیه یک مترمکعب پساب و با استفاده از قیمت‌های متعارف ایران در سال‌های ۱۴۰۳–۱۴۰۴ انجام شد. نتایج نشان داد که هزینه مستقیم فرآیند EC حدود ۱۱٬۷۶۰ تومان بر مترمکعب و برای PAC حدود ۲۱٬۱۰۰ تومان بر مترمکعب است. با در نظر گرفتن منافع حاصل از بازیافت آب) ۰/۸ مترمکعب برای EC در مقابل ۰/۶ مترمکعب برای (PAC و کاهش هزینه‌های دفع پسماند، هزینه خالص تصفیه با EC به حدود ۷٬۰۴۰– تومان بر مترمکعب (صرفه‌جویی خالص) کاهش می‌یابد، در حالی که روش PAC همچنان دارای هزینه خالص مثبت در حدود ۵٬۴۰۰ تومان بر مترمکعب است. همچنین، شاخص انرژی ویژه حذف COD برای فرآیند EC در سناریوی مقیاس‌پذیر حدود ۱/۷۷ kWh/kgCOD و در مقیاس آزمایشگاهی حدود ۸/۸۵ kWh/kgCOD محاسبه شد. در مجموع، نتایج نشان می‌دهد که انعقاد الکتریکی در شرایط عملیاتی قلیایی و با استفاده از الکترودهای فولادی کم‌هزینه و قابل استفاده مجدد، از نظر اقتصادی و قابلیت صنعتی‌سازی، گزینه‌ای رقابتی و در بسیاری از سناریوها برتر از انعقاد شیمیایی متداول است.

واژگان کلیدی

پسماند حفاری انعقاد الکتریکی پلی‌آلومینیوم کلراید تحلیل اقتصادی هزینه خالص تصفیه.

ارجاع به این مقاله: مستجیر، امیر هوشنگ و وفاجو، لیلا . (۱۴۰۴). تحلیل اقتصادی فرآیند انعقاد الکتریکی در تصفیه پسماند حفاری پایه پلیمری و مقایسه هزینه آن با انعقاد شیمیایی مبتنی بر PAC. اکولوژی انسانی، ۴(۱۳)، ۱۹۰۷-۱۹۲۲.

۱. مقدمه

نفت از مهمترین منابع انرژی مورد استفاده است و فعالیت های مرتبط با صنعت نفت منجر به تولید حجم بالایی از پساب و انتشار آلاینده های مختلف به سیستم های آبی می گردد. صنایع نفتی در سراسر دنیا روزانه بیش از ۱/۴ میلیون بشکه لجن نفتی مخاطره آمیز برای محیط زیست تولید می‌کنند (زرندی و وحدتی، ۱۴۰۴). طبق مطالعات، طی دو دهه آینده، تقاضای جهانی برای نفت به حدود ۱۰۷ میلیون بشکه در روز افزایش یافته و حدود ۳۲٪ انرژی جهانی تا سال ۲۰۳۰ از نفت تامین خواهد شد. این آمار نشان می دهد پساب های حاصل از صنایع نفتی و پالایشگاهی به صورت روز افزونی در حال افزایش و تخلیه به محیط بوده و تهدیدی جدی برای منابع آبی جهان محسوب می گردد (Mollah et al., 2004).

این موارد از ترکیب متنوع شیمیایی تشکیل شده و به دلیل برداشتن مواد سمی مختلف مانند فنل، هیدروکربن‌های نفتی و هیدرو کربن‌های پلی آروماتیک به محض ورود به هوا، آب و خاک، اثرات زیست محیطی مخربی را به وجود آورده و به عنوان یکی از پسماندهای صنعتی خطرناک مطرح می شوند (Kobya et al., 2006). تصفیه پساب های نفتی از طریق روش های مختلف فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و یا تلفیقی از انها امکانپذیر است. که از میان انها می توان به روش های فیزیکی مانند جذب فتوکاتالیستی، فنتون و ازن زنی و روش‌های بیولوژیکی با استفاده از جلبک، باکتری و قارچ اشاره کرد (Merzouk et al., 2010).

لازم به ذکر است بسیاری از این روش ها برای تصفیه آب های الوده شدید با غلظت COD بالای mg/L۴۰۰۰ مناسب نیست. به همین دلیل نیاز مبرم برای توسعه روش‌های پیشرفته در حذف مواد آلی غیرقابل تجزیه بیولوژیکی از فاضلاب نفتی وجود دارد (زرندی و وحدتی، ۱۴۰۴). از طرفی بسیاری از هیدروکربن‌های آلیفاتیکی و آروماتیکی موجود در پساب‌های نفتی توسط روش‌های معمولی تصفیه نمی‌شود، بنابراین برای حذف این نوع مواد روش‌های نوین راهکار مناسب می‌باشد (Васильева et al., 2020). با افزایش استانداردهای آب آشامیدنی و مقررات سختگیرانه زیست‌محیطی در رابطه با تخلیه فاضلاب، تکنولوژی‌های الکتروشیمیایی در طول دو دهه گذشته اهمیت خود را در سراسر جهان به دست آورده‌اند و امروزه فرایندهای الکتروشیمیایی همچون بازیابی فلزات، انعقاد الکتریکی، شناورسازی الکتریکی و اکسیداسیون الکتریکی را میتوان جزو فناوری‌های مؤثر در زمینه تصفیه فاضلاب‌های مختلف به حساب آورد (Mohammed et al., 2023).

دفع نامناسب این پسماندها می‌تواند موجب آلودگی شدید منابع آب و خاک گردد. از سوی دیگر، محدودیت منابع آب، به‌ویژه در مناطق نفت‌خیز خشک و نیمه‌خشک، چالشی اساسی برای عملیات حفاری ایجاد کرده است. گزارش‌های بین‌المللی سازمان ملل متحد و بانک جهانی نشان می‌دهد ایران در زمره کشورهای دارای تنش شدید آبی قرار دارد و تأمین آب صنعتی در بسیاری از مناطق نفتی با هزینه‌های بالا، محدودیت‌های لجستیکی و وابستگی به منابع آب انتقالی همراه است (Islam et al., 2011). در چنین شرایطی، بازیافت و استفاده مجدد از آب موجود در پسماند گل حفاری نه‌تنها یک الزام زیست‌محیطی، بلکه یک ضرورت اقتصادی و راهبردی برای پایداری عملیات حفاری محسوب می‌شود (Bazrafshan et al., 2022).

علاوه بر پیامدهای زیست‌محیطی، هزینه‌های مدیریت پسماند حفاری و تأمین آب، یکی از مؤلفه‌های تعیین‌کننده در انتخاب روش مناسب تصفیه و بازیافت محسوب می‌شود (Zakeri et al., 2021). از سوی دیگر، محدودیت منابع آب، به‌ویژه در مناطق نفت‌خیز خشک و نیمه‌خشک، چالشی اساسی برای عملیات حفاری ایجاد کرده است. گزارش‌های بین‌المللی سازمان ملل متحد و بانک جهانی نشان می‌دهد ایران در زمره کشورهای دارای تنش شدید آبی قرار دارد و تأمین آب صنعتی در بسیاری از مناطق نفتی با هزینه‌های بالا، محدودیت‌های لجستیکی و وابستگی به منابع آب انتقالی همراه است (Bazrafshan et al., 2022). در چنین شرایطی، بازیافت و استفاده مجدد از آب موجود در پسماند گل حفاری نه‌تنها یک الزام زیست‌محیطی، بلکه یک ضرورت اقتصادی و راهبردی برای پایداری عملیات حفاری محسوب می‌شود. روش‌های متداول مدیریت پسماند حفاری، نظیر حوضچه‌های تبخیری، تثبیت و جامدسازی شیمیایی و تزریق به چاه، با چالش‌هایی از جمله هزینه‌های بالا، نیاز به زیرساخت‌های گسترده، خطر آلودگی ثانویه و کارایی محدود در حذف ترکیبات آلی پایدار مواجه هستند. به‌ویژه استفاده از منعقدکننده‌های شیمیایی متداول مانند پلی‌آلومینیوم کلراید (PAC)، اگرچه در کاهش کدورت مؤثر است، اما منجر به افزایش هزینه‌های عملیاتی، وابستگی به مواد شیمیایی و تولید حجم قابل‌توجهی لجن می‌شود (Zakeri et al., 2021). از این رو در پژوهش حاضر به تحلیل اقتصادی فرآیند انعقاد الکتریکی در تصفیه پسماند حفاری پایه پلیمری و مقایسه هزینه آن با انعقاد شیمیایی مبتنی بر PAC پرداخته شد.

۲. روش تحقیق:

۲.۱. روش انجام آزمایش

جهت انجام آزمایش، آزمایش‌هایی در مقیاس ناپیوسته[1] در شرایط کنترل‌شده آزمایشگاهی طراحی و اجرا گردید. رویکرد پژوهش مبتنی بر بررسی اثر پارامترهای عملیاتی مختلف شامل نوع الکترود (آلومینیوم یا آهن)، چگالی جریان الکتریکی، pH اولیه محلول، تعداد الکترودها و زمان تماس بر راندمان حذف آلاینده COD، در پساب گل حفاری است.

۲.۲. مواد و تجهیزات مورد استفاده

جهت انجام فرآیند انعقاد الکتریکی و اندازه‌گیری پارامترهای مختلف، تجهیزات زیر به‌کار گرفته شد:

جدول ۱. مشخصات فنی تجهیزات آزمایشگاهی.

تجهیز آزمایشگاهی	مدل	کاربرد
راکتور انعقاد الکتریکی	پلکسی گلاس با ابعاد۱۲ سانتی متر ×۱۵سانتی متر ×۱۲سانتی متر	انجام واکنش EC
راکتور هضم دیجیتال	DRB200-HACH	راکتور انجام واکنش ویال در دمای ۱۵۰ درجه سانتیگراد بمدت ۲ ساعت
طیف‌سنج (اسپکتروفتومتر)	DR1900-HACH	اندازه گیری COD محتوای ویالها، از طریق طیف سنجی
منبع تغذیه	S-500-48	تامین آمپر– ولتاژ متغیر جهت فراین EC (۴۰ولت–۷۰آمپر)
ترازوی دیجیتال	KIA ELECTRONIC SCALE BL1000	اندازه گیری وزن مواد گل حفاری جهت ساخت گل حفاری
دماسنج دیجیتال	A28231	اندازه گیری دمای گل حفاری
اندازه گیرpH	Milwaukee pH56	اندازه گیری اسیدیته گل حفاری
میکسر	Hamilton Beach HMD-200	مخلوط مواد شیمیایی و تهیه گل حفاری
الکترودهای فلزی	صفحات آلومینیوم و آهن	صفحات توری به ابعاد ۱۴.۵ سانتی متر ×۱۱.۵ سانتی متر

مواد مورد استفاده در پژوهش حاضر شامل نمونه پسماند گل حفاری، الکترودهای آلومینیوم و آهن، محلول‌های استاندارد برای کالیبراسیون دستگاه‌ها، اسید کلریدریک2 و سدیم هیدروکسید3 برای تنظیم pH، معرف‌های ویژه(ویال) تست COD و آب مقطر جهت رقیق‌سازی محلول‌ها و شست‌وشوی تجهیزات است.

۲.۳. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی پسماند گل حفاری

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه اولیه پسماند مطابق با روش‌های استاندارد آزمایشگاهی (بر اساس استانداردهای EPA و ASTM) اندازه‌گیری شد. جدول زیر برخی از مهم‌ترین پارامترهای شناسایی‌شده را نشان می‌دهد:

جدول ۲. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه اولیه پسماند.

پارامتر	واحد	مقدار اولیه	روش اندازه‌گیری
pH	-	۱۰	pH متر دیجیتال
COD	mg/L	۳۳۵۰	طیف‌سنج (اسپکتروفتومتر)

جدول ۳. نوع گل حفاری، بازه‌های عمقی و ترکیب‌های استفاده‌شده در مطالعه حاضر

اندازه چاه	نوع گل حفاری	عمق چاه (از سطح زمین)	ترکیب (فرمولاسیون)
۱۷.۵اینچ و ۱۲.۲۵اینچ	KCl-pHPA	۰ تا ۹۰ متر	فرمول گل: مطابق جدول ۱۷ پیل: آب تازه + سودا اش + بنتونیت + آهک
		۹۰ متر تا ۳۲۲۵ متر	پیل: آب تازه + سودا اش + بنتونیت + سود سوزآور

جدول ۴. فرمولاسیون گل حفاری در این تحقیق.

ماده	مقدار	واحد
آب	۳۵۰	میلی‌لیتر
pHPA(پلی‌آکریل‌آمید با هیدرولیز جزئی)	۰.۵	گرم
PACکم‌گرانروی	۱	گرم

1 Batch Reactor
2 HCl
3 NaOH

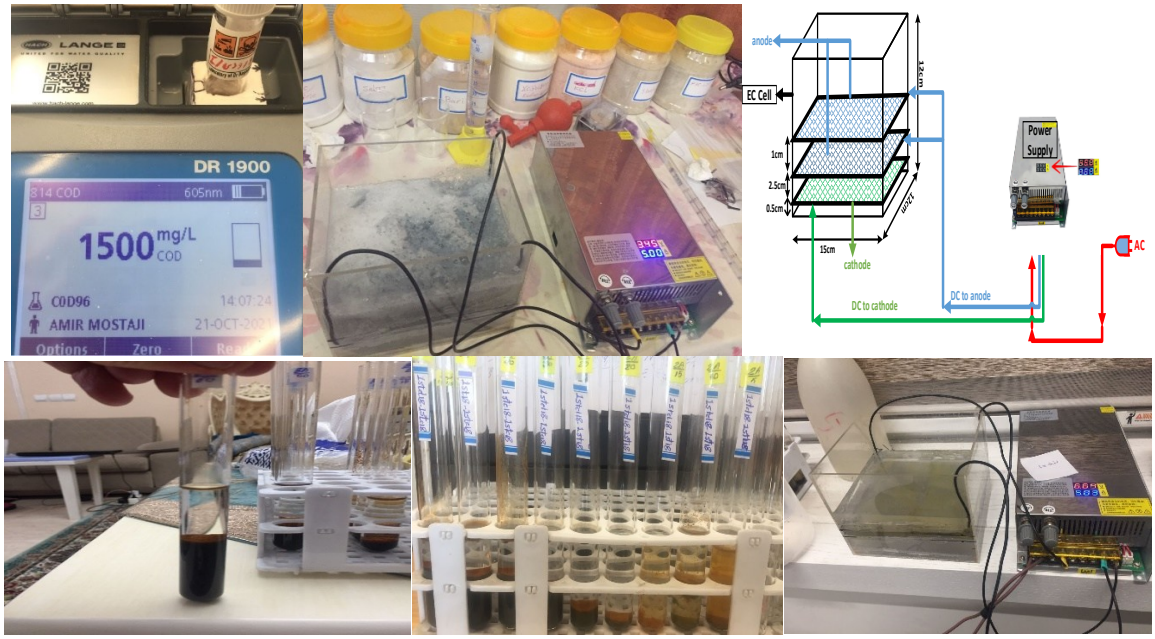
سودا اش	۰.۵	گرم
نشاسته	۷	گرم
KCl(پتاسیم کلرید)	۲۵	گرم
XG(زانتان گام)	۰.۵	گرم
NaCl(نمک طعام)	۸۰	گرم
باریت	۲۰	گرم
سود سوزآور (کاستیک)	۰.۵	گرم

جدول ۵. خواص گل حفاری در این تحقیق.

ویژگی	مقدار	واحد
چگالی	۸۰	پوند بر فوت مکعب(lb/ft^3)
ویسکوزیته قیف مارش*	۴۰–۵۰	ثانیه بر کوارت(s/q)
pH	۹.۶–۹.۳	—
هرزروی سیال به روش**API	۵–۷	سانتی‌متر مکعب در ۳۰ دقیقه($cm^3/30min$)
استحکام ژل	۲.۵/۴.۷۳۴	پوند نیرو بر ۱۰۰ فوت مربع ($lbf/100ft^2$) (۱۰ثانیه / ۶۰۰ ثانیه)
آزمون متیلن بلو(MBT)	<۱۲.۵	پوند بر بشکه بنتونیت معادل(lbm/bbl)
KCl / pHPA	(۳۵–۲۵)/(۱–۰.۳)	—

۲.۴. طراحی و اجرای آزمایش‌ها

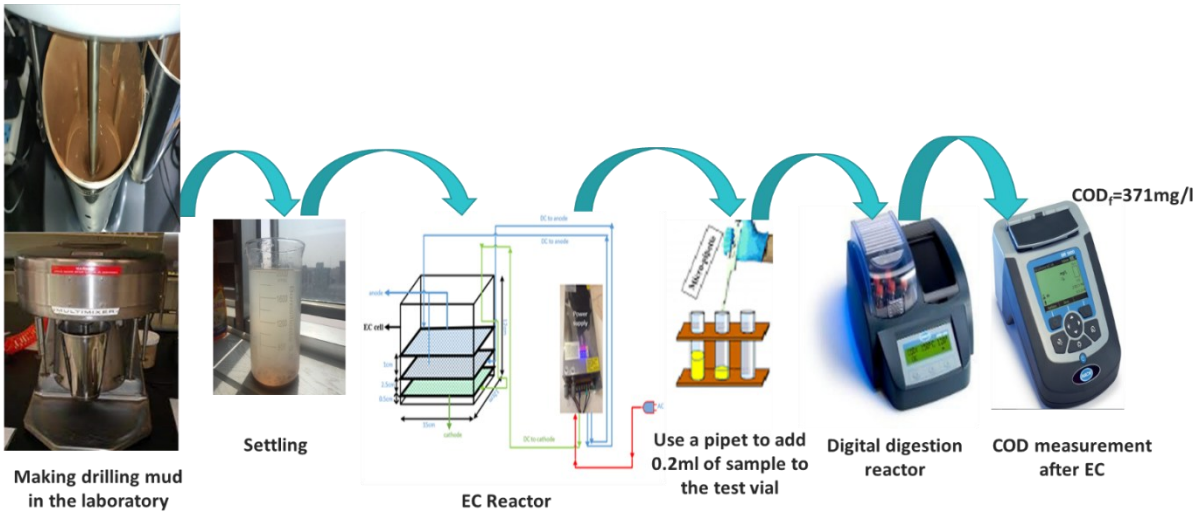
برای ارزیابی عملکرد فرآیند انعقاد الکتریکی (EC) در تصفیه پسماند گل حفاری، مجموعه‌ای از آزمایش‌ها در مقیاس آزمایشگاهی و در سیستم ناپیوسته (Batch) مطابق شکل ۱ طراحی و اجرا شد. در این بخش، طراحی پارامترهای موثر، نحوه اجرای آزمایش‌ها و رویکرد بهینه‌سازی شرایط عملیاتی شرح داده می‌شود.



شکل ۱. سلول آزمایشی با آند و کاتد افقی برای فرآیند انعقاد الکتریکی.

۲.۵. نحوه اجرا و تجزیه و تحلیل آزمایش‌ها

راکتور آزمایشگاهی شامل یک ظرف مکعب مستطیل از جنس پلکسی گلاس مقاوم به خوردگی با حجم ۲.۱۶ لیتر بود. الکترودها (با اندازه و نوع مشخص مطابق شکل ۲) به‌صورت موازی در راکتور نصب شده و به منبع تغذیه DC متصل گردیدند. قبل از شروع هر آزمایش، سطح الکترودها توسط سنباده نرم تمیز و با آب مقطر شست‌وشو داده شد. نمونه پسماند گل حفاری در حجم مشخص وارد راکتور شده و pH آن با HCl یا NaOH تنظیم شد. پس از تنظیم پارامترها، جریان مستقیم اعمال و فرآیند تا زمان مشخص ادامه یافت. پس از اتمام، محلول سانتریفیوژ شده و بخش مایع برای آنالیز برداشت شد. هر آزمایش سه بار تکرار و میانگین نتایج ثبت گردید.



شکل ۲- مراحل انجام آزمایش و اندازه گیری COD

برای تحلیل داده‌ها و بهینه‌سازی پارامترهای عملیاتی، از روش سطح پاسخ[1] استفاده شد. نرم‌افزارهای مورد استفاده در تحلیل نتایج عبارت بودند از:

- طراحی آزمایش[2] (برای مدل‌سازی و بهینه‌سازی چند متغیره)

برای بررسی اثربخشی فرآیند انعقاد الکتریکی (EC) در حذف آلاینده‌های موجود در پسماند گل حفاری، مجموعه‌ای از پارامترهای کمی و کیفی در مراحل قبل و بعد از انجام فرآیند اندازه‌گیری و تحلیل گردید. روش‌های مورد استفاده برای ارزیابی کارایی فرآیند به‌شرح زیر است: پارامترهای کلیدی آلودگی شامل موارد زیر بوده و به‌کمک روش‌ها و دستگاه‌های استاندارد اندازه‌گیری می‌شوند:

جدول ۶. دستگاه‌های استاندارد اندازه‌گیری پارامترهای کلیدی آلودگی گل.

پارامتر	روش آزمایشگاهی	استاندارد مرجع
COD(اکسیژن‌خواهی شیمیایی)	روش بسته رنگ‌سنجی با کیت‌های آماده[3]	استاندارد EPA 410.4
TSS(کل مواد جامد معلق)	فیلتراسیون و توزین با فیلتر GF/C	ASTM D5907
pH	اندازه‌گیری با pH متر رومیزی	ASTM D1293
هدایت الکتریکی(EC)	با دستگاه EC متر	ASTM D1125
روغن و چربی(O&G)	استخراج با حلال هگزان و اندازه‌گیری وزنی یا طیف سنجی	EPA Method 1664
فلزات سنگین(Pb, Cr, Cd)	جذب اتمی[4]	ASTM D4190

کارایی فرآیند در حذف هر پارامتر با استفاده از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$(\%) = \frac{C0 - Ct}{C0} \times 100 \qquad (1)$$

که در آن:

- C_0: غلظت اولیه آلاینده (قبل از فرآیند)
- C_t: غلظت نهایی آلاینده (بعد از فرآیند)

برای بررسی معنی‌داری تاثیر پارامترهای عملیاتی بر خروجی فرآیند، از آزمون‌های تحلیل واریانس (ANOVA) برای تعیین تاثیر عوامل مستقل، مدل‌سازی رگرسیونی چندمتغیره جهت پیش‌بینی راندمان حذف، تحلیل سطح پاسخ(RSM) برای تعیین شرایط بهینه عملیاتی، بررسی همبستگی بین پارامترها با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون استفاده گردید. نرم‌افزار مورد استفاده شامل Design Expert برای طراحی آزمایش و تحلیل سطح پاسخ، بود.

۲.۶. برآورد/تحلیل اقتصادی فرآیند ترکیبی ته‌نشینی–انعقاد الکتریکی

مبنای محاسبات، هزینه به ازای تصفیه هر مترمکعب پساب در شرایط بهینه عملیاتی تعیین‌شده در این تحقیق است. هزینه کل فرآیند پیشنهادی را می‌توان به‌صورت زیر نوشت:

[1] RSM
[2] Design Expert
[3] COD Vials
[4] Atomic Absorption Spectroscopy

$$C_{total}=C_{el}+C_{elc}+C_{chem}+C_{OM} \quad (2)$$

که در آن:

- C_{el}: هزینه انرژی الکتریکی مصرفی (ریال بر مترمکعب پساب)
- C_{elc}: هزینه مصرف الکترودها (ریال بر مترمکعب پساب)
- C_{chem}: هزینه مواد شیمیایی کمکی (مانند تنظیم‌کننده‌هایpH)
- C_{OM}: هزینه‌های بهره‌برداری و نگه‌داری (هزینه‌های نیروی انسانی، تمیزکاری الکترودها، دفع لجن و...)

۲.۷. هزینه انرژی الکتریکی

انرژی الکتریکی ویژه مصرفی در فرآیند انعقاد الکتریکی (به ازای هر مترمکعب پساب) از رابطه (۳) به‌دست آمد

$$E = \frac{\mathrm{U} \times \mathrm{I} \times \mathrm{t}}{\mathrm{V} \times 1000} \quad (3)$$

که در آن:

E: انرژی مصرفی ویژه (kWh/m^3)،

U: ولتاژ متوسط بین الکترودها (V)،

I: شدت جریان (A)،

t: زمان واکنش (h)،

V: حجم مؤثر محلول در راکتور.(m^3)

با در اختیار داشتن مقدار E در شرایط بهینه عملیاتی و تعرفه برق صنعتی، هزینه انرژی الکتریکی به صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$Cel = E \times Tel \quad (4)$$

که در آن T_{el} تعرفه برق بر حسب ریال به ازای هر kWh است.

هزینه مصرف الکترودها

الکترودهای آند در فرآیند EC به صورت الکتروشیمیایی حل شده و گونه‌های هیدروکسیدی فلز را تولید می‌کنند. اگر کاهش جرم الکترود در طی یک آزمایش (با توزین قبل و بعد) اندازه‌گیری شود، می‌توان مصرف الکترود را بر حسب kg/m^3 پساب به‌صورت تجربی به‌دست آورد. در صورت عدم اندازه‌گیری مستقیم، جرم الکترود حل‌شده با استفاده از قانون فارادی قابل برآورد است:

$$melc = \frac{M \times t \times I}{z \times F} \quad (5)$$

که در آن:

- m_{elc}: جرم فلز حل‌شده (kg)،
- M: جرم مولی فلز آند (kg/mol)،
- z: تعداد الکترون‌های مبادله‌شده در واکنش اکسیداسیون،
- F: ثابت فارادی.(C/mol)

با در نظر گرفتن حجم پساب تصفیه‌شده، می‌توان مصرف الکترود به ازای یک مترمکعب پساب را محاسبه و هزینه متناظر را به صورت زیر نوشت:

$$Celc = melc(1\,m3) \times Pelc \quad (6)$$

که در آن $m_{elc}(1\ m^3)$ جرم الکترود مصرف‌شده به ازای تصفیه یک مترمکعب پساب و P_{elc} قیمت هر کیلوگرم الکترود (kg / ریال) است.

هزینه مواد شیمیایی و بهره‌برداری

در فرآیند حاضر، مهم‌ترین ماده شیمیایی مورد استفاده، مواد تنظیم‌کننده pH (مانند سود سوزآور) است. اگر دوز مصرفی ماده تنظیم‌کننده pHبه ازای هر مترمکعب پساب برابر با d_{chem} (kg/m^3) و قیمت آن P_{chem} (ریال/kg) باشد، هزینه مواد شیمیایی به صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$C_{chem} = d_{chem} \times P_{chem} \quad (7)$$

هزینه‌های بهره‌برداری و نگه‌داری (C_{OM}) شامل هزینه نیروی انسانی، تمیزکاری دوره‌ای الکترودها، سرویس سیستم و دفع لجن است که در این برآورد مقدماتی می‌توان آن را بر اساس تجربه‌های صنعتی موجود یا ضرایب متعارف، به صورت یک مقدار سرانه به ازای هر مترمکعب پساب در نظر گرفت.

۲.۸. منافع و صرفه‌جویی‌های اقتصادی

اگر حجم آب بازیافتی به ازای هر مترمکعب پساب برابر V_{rec} $(m3/m3)$ و هزینه تأمین هر مترمکعب آب تازه برابر C_{wate} (ریال/m^3) باشد، صرفه‌جویی ناشی از بازیافت آب به صورت زیر خواهد بود:

$$C_{save,\,water} = V_{rec} \times C_{water} \qquad (8)$$

اگر کاهش حجم مؤثر پسماند در اثر فرآیند تصفیه برابر ΔV_{waste} (m^3/m^3) و هزینه دفع هر مترمکعب پسماند برابر $C_{disposal}$ (ریال/m^3) باشد، صرفه‌جویی حاصل به صورت زیر برآورد می‌شود:

$$C_{save,\,disposal} = \Delta V_{waste} \times C_{disposal} \qquad (9)$$

در نتیجه، منفعت اقتصادی کل ناشی از اجرای فرآیند را می‌توان به صورت زیر نوشت:

$$C_{save,\,total} = C_{save,\,water} + C_{save,\,disposal} \qquad (10)$$

با ترکیب روابط فوق، هزینه خالص تصفیه به ازای واحد حجم پساب به صورت زیر به‌دست می‌آید:

$$C_{net} = C_{total} - C_{save,\,total} \qquad (11)$$

به‌طوری‌که اگر C_{net} کوچک و یا منفی باشد، فرآیند از دیدگاه اقتصادی قابل‌قبول و در صورت منفی بودن، سودآور خواهد بود. برای محاسبه، قیمت‌های منتشرشده در ایران طی سال‌های ۱۴۰۳–۱۴۰۴ را در نظر گرفته شد.

برق صنعتی: طبق مصوبه‌های وزارت نیرو و گزارش‌های مربوط به تعرفه برق صنعتی، میانگین نرخ برق برای مشترکین تولیدی (صنعت و معدن) در سال ۱۴۰۳–۱۴۰۴ حدود ۱٬۵۰۰ تا ۳٬۰۰۰ ریال به ازای هر کیلووات‌ساعت گزارش شده است. برای برآورد، مقدار ۲٬۰۰۰ ریال ≈ ۲۰۰ تومان بر kWh را به‌عنوان یک مقدار میانگین و محافظه‌کارانه در نظر می‌گیریم.

قیمت آب و پساب: طبق مصوبه وزارت نیرو، قیمت غیریارانه‌ای آب (هزینه تأمین آب) حدود ۴۵٬۰۰۰ ریال به ازای هر مترمکعب تعیین شده که مبنای محاسبه برای مصارف صنعتی هم هست (حدود ۴٬۵۰۰ تومان بر m^3). در یک گزارش صنعتی (کارخانه فولاد)، ذکر شده که قیمت خرید پساب تصفیه‌شده برای صنعت حدود ۶٬۵۰۰ تومان به ازای هر مترمکعب بوده است. (خبرگزاری برنا، ۱۴۰۲). ما برای ارزش اقتصادی آب بازیافتی از همین ۶٬۵۰۰ /m^3 تومان استفاده می‌کنیم. قیمت پایه پساب در کشور حدود ۱۶۸٬۱۸۳ /m^3 ریال ≈ ۱۶٬۸۰۰ /m^3 تومان گزارش شده است؛ این را به‌عنوان هزینه دفع پساب صنعتی بدون تصفیه در نظر می‌گیریم (زرندی و وحدتی، ۲۰۲۵).

قیمت الکترود فلزی: الکترود فولاد ۱۸، ضخامت ۲ میلی‌متر / در بازار ایران (۱۴۰۴) حدود ۵۰٬۰۰۰ تا ۷۰٬۰۰۰ تومان بر کیلوگرم است. برای برآورد، مقدار ۶۰٬۰۰۰ تومان/kg را به‌عنوان میانگین قیمت الکترود آهنی در نظر می‌گیریم.. هر صفحه ۳ بار قابل استفاده و تمیز کردن است. یعنی هزینه خرید الکترود بین ۳ بار استفاده تقسیم می‌شود واز طرفی قیمت مؤثر = ۶۰٬۰۰۰ ÷ ۳ = ۲۰٬۰۰۰ تومان/kg

قیمت سود پرک (NaOH): قیمت سود پرک ٪۹۸ در بازار ایران برای مصارف صنعتی در بازه‌های حدود ۴۰٬۰۰۰ تا ۶۰٬۰۰۰ تومان بر کیلوگرم (خرید عمده) دیده می‌شود. برای برآورد، ۵۰٬۰۰۰ تومان/kg را در نظر می‌گیریم.

برای این بررسی، فرض می‌کنیم (همه به ازای ۱ مترمکعب پساب):

مصرف انرژی الکتریکی فرآیند EC

–بر اساس بازه‌های گزارش‌شده برای EC، مصرف انرژی معمولاً حدود ۰٫۵ تا ۲ kWh بر m^3 است (Mollah et al., 2004; Kobya et al., 2006; Merzouk et al., 2010)

– فرض: $E = 2 kWh/m^3$

–مصرف الکترود آهنی

با توجه به نتایج معمول طراحی صنعتی EC و قانون فارادی، مصرف فلز حدود ۰٫۱ تا ۰٫۳ kg/m^3 است (Islam et al., 2011; Васильева et al., 2020; Mohammed et al., 2023).

–فرض: $m_{elc} = 0.15\ kg/m^3$

مصرف سود پرک برای تنظیم pH

–فرض: $d_{NaOH} = 0\ kg/m^3$

حجم آب بازیافتی و کاهش حجم پسماند

فرض می‌کنیم از هر ۱ m^3 پساب حفاری: ۰٫۸ m^3 آب قابل استفاده مجدد (بازیافت آب)، ۰٫۲ m^3 لجن/پسماند غلیظ برای دفع نهایی باقی بماند.

کاهش COD به‌صورت نمونه

–فرض: کاهش COD از مثلاً ۱۵۰۰ به ۵۰۰ mg/L : کاهش $1mg/L = 1000\ kg/m^3$

بنابراین می‌توانیم «هزینه به ازای هر کیلو COD حذف‌شده» را بیان کنیم.

محاسبه هزینه‌ها (به ازای ۱ مترمکعب پساب)

هزینه انرژی الکتریکی:

$T_{el}, E=2kWh/m^3=200$ تومان/KWh

$C_{el}=E\times T_{el}=2\times 200=400$ تومان/m^3

هزینه برق در کل ساختار هزینه، خیلی کوچک است (کمتر از ۱٪).

هزینه مصرف الکترود:

$P_{elc}=20,000$,$m_{elc}=0.15kg/m^3$ تومان/kg

$C_{elc}=0.15\times 20,000\approx 3,000$ تومان/m^3

هزینه مواد شیمیایی (سود پرک):با توجه به استفاده از الکترود فولاد۱۸ و محدوده قلیایی مناسب پسماند میزان مصرف صفر است.

$P_{NaOH}=50,000$,$d_{NaOH}=0kg/m^3$ تومان/kg

$C_{chem}=0\times 50,000=0$ تومان/m^3

هزینه‌های بهره‌برداری و نگه‌داری

این بخش وابسته به مقیاس، محل و دستمزد است. برای یک برآورد محافظه‌کارانه، فرض می‌کنیم:(این مقدار در حدود ۲۰–۳۰٪ هزینه‌های مستقیم دیگر (انرژی و مصرف الکترود/مواد) قرار می‌گیرد که با رویکردهای مشابه در مطالعات اقتصادی فرآیندهای تصفیه الکتروشیمیایی قابل مقایسه است (Islam et al., 2011).

$C_{OM}=5,000$ تومان/m^3

۲.۹. هزینه دفع پسماند

$C_{disposal}=0.\ 20\times 16,800\approx 3,360$ تومان/m^3

۲.۱۰. جمع‌بندی هزینه‌های مستقیم

$C_{total}=C_{el}+C_{elc}+C_{chem}+C_{OM}+\ C_{disposal}$

$C_{total}=400+76,000+0+5,000+3,360\approx 11,300$ تومان/m^3

بنابراین هزینه مستقیم تصفیه ≈ ۱۱۷۶۰ تومان به ازای هر مترمکعب پساب حفاری.

۲.۱۱. محاسبه منافع اقتصادی (صرفه‌جویی‌ها)

صرفه‌جویی ناشی از بازیافت آب

فرض:

حجم آب بازیافتی $V_{rec}=0.8\ m^3$:

ارزش اقتصادی آب بازیافتی (بر اساس خرید پساب برای صنعت)≈ 6,500 تومان/m^3

$C_{save,\ water}=0.8\times 6,500\approx 5,200$ تومان/m^3

صرفه‌جویی ناشی از کاهش هزینه دفع پسماند

قیمت پایه پساب (به‌عنوان معیاری از هزینه دفع/ارزش آن)≈ ۱۶۸۰۰, تومان/m3

اگر بدون تصفیه، کل ۱ m^3 باید با این هزینه دفع شود، اما با فرآیند ما فقط ۰/۲ m^3 به صورت لجن غلیظ باقی می‌ماند، صرفه‌جویی:

$\Delta V_{waste}=1.0-0.2=0.8m^3$

$C_{save,\ disposal}=0.8\times 16,800\approx 13,400$ تومان/m^3

۲.۱۲. نتیجه‌گیری اقتصادی نمونه

هزینه خالص تصفیه

$C_{net}=C_{total}-C_{save,\ total}$

$C_{net}\approx 11,-700-18,800\approx -7,400$ تومان/m^3

بنابراین می‌توان نوشت:هزینه خالص فرآیند ترکیبی ته‌نشینی–انعقاد الکتریکی (با فرض‌های فوق) در حدود منفی ۷ هزار تومان به ازای هر مترمکعب پساب حفاری است.

۳. یافته‌ها:

–اگر فقط هزینه‌های مستقیم را ببینیم : حدود ۱۱٬۷۶۰ تومان/m^3

– اگر منافع بازیافت آب + کاهش دفع را هم حساب کنیم : هزینه خالص منفی می‌شود (حدود ۷٬۰۴۰ تومان صرفه‌جویی خالص برای هر مترمکعب).

هزینه به ازای هر کیلوگرم COD حذف‌شده:

با فرض کاهش COD حدود ۱ kg/m^3 (از ۱۵۰۰ به ۵۰۰ mg/L):

$C_{net} \approx C_{COD} / \Delta_{COD} \approx -7{,}040$ تومان/kg COD = ۱۰۴۰/,–۷

یعنی از منظر اقتصادی، به‌ازای هر کیلو COD حذف‌شده، حدوداً ۷ هزار تومان سود خالص می باشد.

جدول۷.برآورد اجزای هزینه فرآیند ترکیبی ته‌نشینی–انعقاد الکتریکی به ازای تصفیه یک مترمکعب پساب حفاری

ردیف	جزء هزینه	مقدار تقریبی به ازای ۱ m^3 پساب	توضیحات / فرض‌ها
۱	هزینه انرژی الکتریکی(C_{el})	۴۰۰ تومان / m^3	مصرف انرژی ۲ kWh/m^3، تعرفه برق صنعتی ۲۰۰ تومان / kWh
۲	هزینه مصرف الکترود آهنی(C_{elc})	۳۰۰۰ تومان/m^3	مصرف الکترود ۰/۱۵ kg/m^3 ، قیمت ۲۰٬۰۰۰ تومان/kg
۳	هزینه مواد شیمیایی (سود پرک)(C_{chem})	۰ تومان/m^3	مصرف NaOH حدود ۰/۵ kg/m^3 ، قیمت ۵۰٬۰۰۰ تومان/kg
۴	هزینه بهره‌برداری و نگه‌داری(C_{OM})	۵۰۰۰ تومان/m^3	برآورد سرانه برای نیروی انسانی، و سرویس
۵	هزینه دفع پسماند	۳۳۶۰ تومان/m^3	هزینه دفع لجن
۵	جمع هزینه‌های مستقیم(C_{total})	۱۱۷۶۰ تومان/m^3	تقریباً ۸ هزار تومان به ازای تصفیه هر مترمکعب پساب حفاری

جدول۸. برآورد منافع اقتصادی و هزینه خالص فرآیند ترکیبی ته‌نشینی–انعقاد الکتریکی به ازای یک مترمکعب پساب حفاری.

ردیف	نوع منفعت / شاخص اقتصادی	مقدار تقریبی به ازای ۱ m^3 پساب	توضیحات / فرض‌ها
۱	صرفه‌جویی ناشی از بازیافت آب ($C_{save,water}$)	۵۲۰۰ تومان/m^3	بازیافت ۰/۸ m^3 آب، ارزش تقریبی ۶٬۵۰۰ تومان برای هر مترمکعب آب بازیافتی
۲	صرفه‌جویی ناشی از کاهش هزینه دفع پسماند($C_{save,disposal}$)	۱۳۶۰۰ تومان/m^3	کاهش ۰/۸ m^3 حجم پسماند، هزینه دفع/قیمت پایه پساب ≈ ۱۶٬۸۰۰ تومان/m^3
۳	جمع منافع اقتصادی($C_{save,total}$)	۱۸۸۰۰ تومان/m^3	جمع دو ردیف بالا
۴	هزینه خالص فرآیند(C_{net})	(7,040) – تومان/m^3	$C_{net} = C_{total} - C_{save,total}$ ≈ ۷۶۰,۱۱C_{net} ≈ –(–18,800 تومان/m^3 ۰۴,۷)
۵	هزینه خالص حذفCOD	(7,040) – تومان / kg COD	با فرض کاهش حدود ۱۰۰۰ mg/L ≈ ۱ kg/m^3 COD در فرآیند

همان‌گونه که در جدول‌های ۷ و ۸ مشاهده می‌شود، هزینه مستقیم فرآیند ترکیبی ته‌نشینی–انعقاد الکتریکی برای تصفیه هر مترمکعب پساب حفاری در حدود ۱۱۷۶۰تومان برآورد شده است. در مقابل، منافع اقتصادی ناشی از بازیافت آب و کاهش هزینه دفع پسماند حدود ۱۸،۸۰۰ تومان به ازای هر مترمکعب است. بنابراین، هزینه خالص تصفیه در حدودمنفی 7,040تومان به ازای هر مترمکعب و هزینه خالص حذف آلودگی بر حسب COD تقریباً منفی 7,040 تومان به ازای هر کیلوگرم COD حذف‌شده به‌دست می‌آید. این ارقام با توجه به ماهیت پیچیده پساب حفاری و محدودیت منابع آب در مناطق نفت‌خیز، نشان‌دهنده توجیه‌پذیری اقتصادی و قابلیت رقابت فرآیند پیشنهادی با روش‌های متداول مدیریت پسماند است.

دقیقاً مشابه EC، برای روش شیمیایی با پلی‌آلومینیوم کلراید (PAC) هم یک برآورد واحد هزینه انجام داده و سپس دو روش را کنار هم جمع‌بندی و با هم مقایسه می کنیم.

۳.۱. فرض‌های معقول برای روش PAC

-برای پساب گل حفاری با COD بالا، دوز PAC عبارت است از (Zakeri et al., 2021 ;Bazrafshan et al., 2022; Zhou & Zhang, 2025)

d_{PAC}=۱۰۰ mg/L=۰٫۱ kg/m^3

(برای پساب‌های خیلی سنگین ممکن است میزان مصرف بیشتر باشد.)

-قیمت PAC در ایران (خرید عمده صنعتی):

در بازار داخلی معمولاً حدود ۷۰–۱۲۰ هزار تومان بر کیلوگرم است؛ما ۱۰۰٬۰۰۰ تومان/kg را در نظر می‌گیریم. (سایت مقایسه قیمت ترب برای پلی آلومینیوم کلراید)

-مصرف کمک‌منعقدکننده (مثلاً آهک یا پلی‌الکترولیت):

فرض می‌کنیم از پلی‌الکترولیت آنیونی/غیرآنیونی در حد ۰٫۰۰۰۵ kg/m^3 = ۵mg/L استفاده شود با قیمت تقریبی ۲۰۰٬۰۰۰ تومان/kg(مقدارمصرف کم است ولی قیمت گران میباشد).

-انرژی مخلوط‌کردن / هم‌زدن: (Mollah et al., 2004; Saad et al., 2022).

به‌مراتب کمتر از EC است، فرض می‌کنیم در حد ۰٫۵ kWh/m^3 با همان تعرفه ۲۰۰ تومان/kWh.

-حجم لجن:

با توجه به اندازه گیری حجم لجن و آب در استوانه مدرج در طی آزمایشات مشاهده گردیده که روش شیمیایی معمولاً لجن بیشتری تولید می‌کند که حدود ۰٫۳ m^3 لجن از هر ۱ m^3 پساب تولید می شود.(در برابر ۰٫۲ برای EC) .

۳.۲. هزینه روش PAC به ازای ۱ m^3 پساب:

هزینه PAC

$dPAC = 0.1kg/m3, PPAC = 100{,}000$تومان$/kg$

$CPAC = 0.1 \times 100{,}000 = 10{,}000$تومان$/m3$

هزینه کمک‌منعقد (پلی‌الکترولیت)

d_{poly}=0.005kg/m^3,P_{poly}=200,000 تومان/kg

C_{poly}=0.005×200,000=1,000 تومان/m^3

هزینه انرژی (هم‌زدن، اختلاط سریع و آرام، پمپاژ)

E_{PAC}=0.5kWh/m^3,T_{el}=200 تومان/kWh

$C_{el,PAC}$=0.5×200=100 تومان/m^3

هزینه بهره‌برداری، نگه‌داری

-برای نیروی انسانی، بهره‌برداری، نگه‌داری و... برای روش PAC هم یک عدد سرانه مشابه می‌گیریم:

$C_{OM,PAC}$=5,000 تومان/m^3

-اما هزینه دفع لجن معمولاً برای روش شیمیایی بیشتر است، چون حجم لجن و مقدار نمک/ترکیبات آلومینیومی بیشتر است.

با توجه به اینکه هزینه پایه دفع پسماند حدود ۱۶٬۸۰۰ m^3/ تومان بود، برای لجن غلیظتر دفع آن به ازای ۰٫۳ m^3 لجن (از ۱ m^3 پساب) عبارت است:

$C_{sludge,PAC}$≈0.3×16,800≈5,000 تومان/m^3

- جمع هزینه‌های مستقیمPAC

$C_{total,PAC}$=C_{PAC}+C_{poly}+$C_{el,PAC}$+$C_{OM,PAC}$+$C_{sludge,PAC}$

$C_{total,PAC}$≈10,000+1,000+100+5,000+5,000≈21,100 تومان/m^3

بنابراین هزینه مستقیم روشPAC ≈۲۱ هزار تومان به ازای هر مترمکعب پساب حفاری است. (از EC که حدود ۱۱۷۶۰ تومان/m^3 بود، بیشتر است)

۳.۳. منافع و محدودیت‌ها در روش PAC

-برای روش PAC فرض کنیم: راندمان حذف COD در حد ۵۰–۶۰٪ (مثلاً از ۱۵۰۰ به ۷۰۰ mg/L).

-کیفیت آب خروجی به اندازه EC مناسبِ بازچرخانی کامل نبوده ، مگراینکه PAC زیادتر از حد معمول مصرف شده که در نهایت باعث الودگی ثانویه می گردد.

- آب خروجی اغلب شوری و بار نمکی بالاتری (به‌علت PAC) دارد.

برای مقایسه ، دو سناریو می‌سازیم:

سناریو فرضی:

-EC : حذف ≈ ۱۰۰۰COD mg/L، کیفیت مناسب برای بازچرخانی ۰/۸ m^3 آب

-PAC : حذف ≈ ۸۰۰COD mg/L (کم‌تر)، کیفیت مناسب برای بازچرخانی ۰/۶ m^3 آب

و نیز:

-حجم پسماند باقی‌مانده بعد ازاستفاده ازپک: ۰/۳m^3

- حجم پسماند باقی‌مانده بعد از انعقاد الکتریکی: ۰/۲m^3

صرفه‌جویی ناشی از بازیافت آب در PAC

$V_{rec,PAC}=0.6m^3/m^3, C_{water}\approx 6,500$ تومان$/m^3$

$C_{save,water,PAC}=0.6\times 6,500\approx 3,900$ تومان$/m^3$

(در EC این مقدار حدود ۵٬۲۰۰ (m^3 / تومان) بود.

-صرفه‌جویی ناشی از کاهش هزینه دفع در PAC

$\Delta V_{waste,PAC}=1.0-0.3=0.7m^3$

$C_{save,disposal,PAC}=0.7\times 16,800\approx 11,760$ تومان$/m^3$

(در EC این مقدار ≈ ۱۳٬۶۰۰ (m^3 / تومان) بود.)

$C_{save,total,PAC}=3,900+11,760\approx 15,660$ تومان$/m^3$

$C_{net,PAC}=C_{total,PAC}-C_{save,total,PAC}$

$C_{net,PAC}\approx 21,100-15,700\approx 5,400$ تومان$/m^3$

جدول ۹. مقایسه کیفی روش انعقاد الکتریکی (EC) و روش شیمیایی مبتنی بر PAC برای تصفیه پسماند گل حفاری.

ردیف	معیار مقایسه	فرآیند انعقاد الکتریکی(EC)	فرآیند شیمیایی مبتنی برPAC
۱	نوع عامل منعقدکننده	تولید درجا یون‌های فلزی (Fe^{2+} Fe^{3+}) از الکترود آند	تزریق منعقدکننده آماده (پلی‌آلومینیوم کلراید)
۲	تجهیزات اصلی	منبع تغذیهDC ، راکتور الکتروشیمیایی، الکترودهای فولادی/آلومینیومی	مخزن اختلاط، همزن سریع و آرام، سیستم تزریق PACو کمک‌منعقد کننده
۳	مکانیزم‌های اصلی	بی‌ثبات‌سازی الکتریکی، تشکیل هیدروکسیدهای فلزی، لخته‌سازی، شناورسازی با حباب گاز	خنثی‌سازی بار سطحی ذرات، فشردگی لایه مضاعف، تشکیل لخته‌های شیمیایی
۴	راندمان حذف COD (مثال این پژوهش)	نسبتاً بالا؛ فرضاً کاهش ≈ ۱۰۰۰ mg/L (منجر به آب مناسب‌تر برای بازچرخانی)	متوسط؛ فرضاً کاهش ≈ ۸۰۰ mg/L (برای بازچرخانی ممکن است نیاز به تصفیه تکمیلی باشد)
۵	کیفیت آب خروجی جهت بازچرخانی	معمولاً مناسب‌تر برای استفاده مجدد در تهیه/رقیق‌سازی گل حفاری	ممکن است به‌علت باقیمانده نمک‌ها و آلومینیوم، محدودیت بیشتری برای بازچرخانی داشته باشد
۶	حجم لجن تولیدی	متوسط؛ در مثال حدود ۰/۲ m^3 لجن از هر ۱ m^3 پساب	بیشتر؛ در مثال حدود ۰/۳ m^3 لجن از هر ۱ m^3 پساب
۷	ترکیب لجن	حاوی هیدروکسیدهای فلزی و مواد آلی/معدنی؛ نسبتاً فشرده	لجن شیمیایی حجیم‌تر با محتوای بالاتر املاح آلومینیوم و نمک‌های محلول
۸	نیاز به مواد شیمیایی خارجی	عمدتاً تنظیم‌کننده pH (مثلاًNaOH)	PACبه مقدار نسبتاً زیاد + کمک‌منعقدکننده + تنظیم‌کنندهpH
۹	پیچیدگی کنترل فرآیند	کنترل جریان/ولتاژ وpH ؛ قابلیت خودکارسازی نسبتاً بالا	کنترل دوزPAC ، پلی‌الکترولیت، pHو زمان اختلاط؛ وابستگی بیشتر به اپراتور
۱۰	حساسیت به کیفیت اولیه پساب	تا حدی انعطاف‌پذیر به‌دلیل مکانیزم‌های چندگانه (EC شناورسازی + ته‌نشینی)	حساس‌تر به تغییرات شدید در بار آلی، TDSوpH ؛ نیاز به تنظیم دوزPAC
۱۱	ملاحظات زیست‌محیطی	عدم نیاز به حمل و ذخیره منعقدکننده شیمیایی؛ ولی مصرف انرژی الکتریکی دارد	مصرف مواد شیمیایی و تولید لجن شیمیایی بیشتر؛ وابستگی به زنجیره تأمینPAC

۳.۴. جدول مقایسه اقتصادی نهایی EC و PAC

جدول ۱۰. مقایسه برآورد اقتصادی فرآیند انعقاد الکتریکی (EC) و روش شیمیایی مبتنی بر PAC برای تصفیه یک مترمکعب پساب حفاری (با فرض pH قلیایی و استفاده از الکترود فولاد ۱۸ چندبار مصرف).

ردیف	شاخص / پارامتر	EC(ته‌نشینی + انعقاد الکتریکی)	PAC(انعقاد شیمیایی با پلی‌آلومینیوم کلراید)
۱	مصرف انرژی(kWh/m^3)	۲≈	۰٫۵≈
۲	هزینه انرژی ($/m^3$تومان)	۴۰۰≈	۱۰۰≈
۳	مصرف منعقدکننده فلزی(kg/m^3)	۰٫۱۵≈ kg الکترود فولاد ۱۸	۰٫۱≈ kg PAC
۴	هزینه الکترود / PAC($/m^3$تومان)	۳۰٬۰۰۰≈ (با فرض قیمت ۶۰٬۰۰۰ تومان و ۳بار استفاده)	۱۰٬۰۰۰≈
۵	هزینه مواد شیمیایی تنظیمpH	۰	۰ (با فرض pH طبیعی قلیایی گل حفاری)
۶	هزینه سایر مواد شیمیایی (پلی‌الکترولیت و...)	تقریباً صفر	۱۰٬۰۰۰≈ (پلی‌الکترولیت:کمک‌منعقد کننده)
۷	هزینه بهره‌برداری و نگه‌داری ($/m^3$تومان)	۵۰٬۰۰۰≈	۵۰٬۰۰۰≈
۸	هزینه دفع لجن (m^3 پساب ورودی /تومان)	۳۰٬۳۶۰≈ (با فرض ۰٫۲ m^3 لجن)	۵۰٬۰۰۰≈ (با فرض ۰٫۳ m^3 لجن و هزینه مشابه)
۹	جمع هزینه‌های مستقیم Ctotal ($/m^3$تومان)	۱۱٬۷۶۰≈	۲۱٬۱۰۰ ≈ ۲۱٬۰۰۰ =
۱۰	بازیافت آب (m^3پساب / m^3آب قابل استفاده)	۰٫۸≈	۰٫۶≈
۱۱	صرفه‌جویی ناشی از بازیافت آب ($/m^3$تومان)	۵٬۲۰۰≈	۳٬۹۰۰≈
۱۲	صرفه‌جویی ناشی از کاهش هزینه دفع ($/m^3$تومان)	۱۳٬۶۰۰≈	۱۱٬۷۰۰≈
۱۳	جمع منافع C_save,total ($/m^3$تومان)	۱۸٬۸۰۰≈	۱۵٬۷۰۰≈
۱۴	هزینه خالص C_net ($/m^3$تومان)	− ۷٬۰۴۰≈ (صرفه‌جویی خالص)	+ ۵٬۴۰۰≈ (هزینه خالص)
۱۵	کاهش تقریبی($COD\ (kg/m^3)$	۱٫۰≈	۰٫۸≈
۱۶	هزینه مستقیم به ازای هر kg COD (تومان/kg)	۱۱٬۷۶۰≈ (بر اساس ۱۱٬۷۶۰/۱٫۰)	۲۶٬۰۰۰≈ (بر اساس ۲۱٬۰۰۰/۰٫۸)

با اعمال فرضیات اقتصادی، یعنی در نظر گرفتن pH طبیعی قلیایی گل حفاری (عدم نیاز به سود پرک) و استفاده از صفحات فولاد ۱۸ با ضخامت کم، قیمت پایین‌تر و امکان استفاده مجدد در چند دوره، هزینه مستقیم فرآیند انعقاد الکتریکی به حدود ۱۱٬۷۶۰ تومان به ازای هر مترمکعب پساب کاهش می‌یابد. این مقدار به‌طور قابل ملاحظه‌ای کمتر از هزینه مستقیم روش شیمیایی مبتنی بر PAC (در حدود ۲۱٬۰۰۰ تومان به ازای هر مترمکعب) است. علاوه بر این، با لحاظ‌کردن منافع ناشی از بازیافت آب و کاهش هزینه دفع پسماند، فرآیند EC در مثال عددی حاضر نه‌تنها هزینه خالصی تحمیل نمی‌کند، بلکه منجر به صرفه‌جویی خالص در حدود ۷٬۰۴۰ تومان به ازای هر مترمکعب می‌شود؛ در حالی که روش PAC همچنان دارای هزینه خالص مثبت (حدود ۵٬۴۰۰ تومان به ازای هر مترمکعب) است. این نتایج نشان می‌دهد که در شرایط عملیاتی موردنظر این تحقیق، فرآیند انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای فولادی ارزان‌قیمت و پایداری pH در محدوده قلیایی، از نظر اقتصادی نیز می‌تواند رقابتی و حتی برتر از روش شیمیایی PAC باشد.

۳.۵. محاسبه انرژی ویژه حجمی(kWh/m^3)

انرژی الکتریکی مصرفی در راکتور EC از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$E = \frac{U \times I \times t}{V \times 1000} \qquad (11)$$

با:

- U=2 V
- I=5 A
- t=1 h

- $V=0.001\ m^3$

$$E = \frac{2 \times 5 \times 1}{0.001 \times 1000} = 10 kWh/m^3$$

که در آن V حجم پسماندر راکتوربر حسب (m^3) است. در این پژوهش بر اساس شرایط عملیاتی و محاسبات ارائه‌شده، انرژی ویژه در مقیاس آزمایشگاهی حدود $10 kWh/m^3$ برآورد شده است؛ با این حال، برای تحلیل اقتصادی فصل چهارم یک مقدار محافظه‌کارانه $2 kWh/m^3$ که با بازه‌های گزارش‌شده برای سامانه‌های EC بهینه سازگار است، در نظر گرفته شد($10\ kWh/m^3$مقدار واقعی آزمایشگاهی است، اما $2kWh/m^3$ یک سناریوی مقیاس‌پذیر و محافظه‌کارانه برای تحلیل اقتصادی است؛ زیرا هدف فصل ۴ بررسی امکان‌پذیری صنعتی است، نه تکرار دقیق شرایط ۱ لیتری آزمایشگاهی)

۳.۶. محاسبه SEC یا(Energy per kg COD removed (kWh/kgCOD

شاخص SEC بر حسب kWh/kgCODبا تقسیم انرژی حجمی بر جرم COD حذف‌شده در واحد حجم محاسبه می‌شود:

$$\mathbf{SEC\ (kWh/kgCOD)} = \frac{Ev\left(\frac{kWh}{m^3}\right)}{\mathbf{\Delta COD}\left(\frac{\mathbf{kg}}{\mathbf{m^3}}\right)} \qquad (12)$$

در شرایط بهینهEC ، CODدر مرحله انعقاد الکتریکی از حدود 1500به ۳۷۰ mg/L کاهش یافته است . بنابراین:

- $\Delta COD = 1500 - 370 = 1130\ mg/L$
- تبدیل واحد, $1130\ mg/L = 1.13\ kg/m3$

پس:

- SEC(مقیاس آزمایشگاهی، $10 kWh/m^3$):

$$SEC = \frac{10}{1.13} = 8.85 (kWh/kgCOD) \qquad (13)$$

- SEC(محافظه‌کارانه اقتصادی، $2 kWh/m^3$):

$$SEC = \frac{2}{1.13} = 1.77 (kWh/kgCOD) \qquad (14)$$

مقدار **8.85** مربوط به شرایط واقعی آزمایشگاهی و افت ولتاژ/راندمان در مقیاس کوچک است؛ مقدار ۱.۷۷ یک سناریوی محافظه‌کارانه برای ارزیابی اقتصادی است که با بهینه‌سازی و مقیاس‌پذیری قابل دستیابی می‌باشد .

۳.۷. SEC بر مبنای کل فرآیند ترکیبی (ته‌نشینی+EC)

در فرآیند ترکیبی، CODاولیه پساب واقعی حدود 3350 mg/Lبوده و پس از ته‌نشینی به حدود 1500 mg/Lو سپس با EC به حدود 370 mg/Lرسیده است .

اگر SEC را بر مبنای COD حذف‌شده کل فرآیند در نظر بگیریم (با فرض اینکه انرژی تنها در مرحله EC مصرف می‌شود و حدود $0.8m^3$آب تصفیه شده از هر $1m^3$ پساب قابل بازیافت است) ، آنگاه:

- حذف کل $3350 - 370 = 2980\ mg/L = 2.98\ kg/m^3$:
- انرژی بر مبنای ۱مترمکعب پساب ورودی (تقریباً)$0.8 \times Ev$:
- SEC کل (آزمایشگاهی)$\approx 2.68\ kWh/kgCOD$:
- SECکل (محافظه‌کارانه اقتصادی)$\approx 0.54\ kWh/kgCOD$:

این گزارش SEC کل، نشان می‌دهد ترکیب ته‌نشینی باEC ، انرژی را به ازای هر kg COD حذف‌شده به‌طور معنی‌دار کاهش می‌دهد.

جدول ۱۱. چند مقدار شاخص از کارهای مشابه را برای مقایسه

منبع	نوع پساب	شاخص انرژی گزارش شده
این مطالعه (مرحلهEC)	پسماندحفاری پایه پلیمری	8.85 (آزمایشگاهی) و ۱.۷۷ (اقتصادی) kWh/kgCOD
(نمونه پساب روغنی) (Jasim & AlJaberi, 2023)	پساب روغنی واقعی	4.787 kWh/kgCOD
(گزارش مروری/مطالعه) (Pizutti et al., 2019)	پساب با COD بالا	2.63 kWh/kgCOD

(نمونه صنعتی/مروری) (Pizutti et al., 2019)	دباغی(tannery)	kWh/kgCOD7

همان‌طور که مشاهده می‌شود، SEC مرحله EC در مقیاس آزمایشگاهی در محدوده گزارش‌شده برای برخی از فرآیند EC قرار می‌گیرد و با حرکت به سمت شرایط بهینه/مقیاس بزرگ‌تر می‌تواند به بازه‌های پایین‌تر نزدیک شود؛ به همین دلیل، در تحلیل اقتصادی از مقدار محافظه‌کارانه $2kWh/m^3$ استفاده شده است .همچنین، ادبیات تأکید دارد که انرژی در سیستم‌های الکتروشیمیایی می‌تواند هم به صورت kWh/m3وهم$kWh/kgCOD$ گزارش شود و شاخص دوم برای مقایسه بین پساب‌ها مناسب‌تر است.

۴. نتیجه‌گیری

تجهیزات اصلی شامل منبعDC ، راکتور، الکترودها، کنترل pH و جمع‌آوری لجن (در بسیاری سناریوها هم‌تراز یا کمتر از روش‌های شیمیایی) .انرژی در شرایط بهینه (۵A، 35°C) 0.8 :تا 2.5kWh به ازای حذف 1kg COD مصرف الکترود (برای فولادST-37) : 0.2تا $0.6kg/m^3$ بازگشت سرمایه (ROI) :در شرایط بهینه و محدودیت‌های زیست‌محیطی سخت‌گیرانه، کمتر از ۲ تا ۳ سال قابل برآورد است. بر اساس تحلیل اقتصادی انجام‌شده، هزینه مستقیم روش انعقاد شیمیایی مبتنی بر PAC برای تصفیه هر مترمکعب پساب حفاری حدود ۲۱,۱۰۰ تومان/m^3 برآورد شده است. این مقدار شامل هزینه مصرف PAC (حدود ۱۰,۰۰۰ تومان/m^3)، کمک‌منعقد پلی‌الکترولیت (حدود ۱,۰۰۰ تومان/m^3)، انرژی هم‌زدن و پمپاژ (حدود ۱۰۰ تومان/m^3)، هزینه بهره‌برداری و نگه‌داری (حدود ۵,۰۰۰ تومان/m^3) و هزینه دفع لجن (حدود ۵,۰۰۰ تومان/m^3) است. در مقابل، برای فرآیند پیشنهادی ته‌نشینی–انعقاد الکتریکی (EC)، هزینه‌های مستقیم بهره‌برداری حدود ۱۱,۷۶۰ تومان/m^3 محاسبه شده است که اجزای اصلی آن شامل هزینه انرژی الکتریکی (حدود ۴۰۰ تومان/m^3 با فرض ۲ kWh/m^3)، هزینه مصرف الکترود (حدود ۳,۰۰۰ تومان/m^3)، هزینه بهره‌برداری و نگه‌داری (حدود ۵,۰۰۰ تومان/m^3) و هزینه دفع لجن (حدود ۳,۳۶۰ تومان/m^3) می‌باشد. نکته کلیدی آن است که در تحلیل اقتصادی فصل چهارم، با فرض بازیافت حدود ۰.۸ m^3 آب قابل استفاده از هر ۱ m^3 پساب و کاهش حجم پسماند قابل دفع، منافع اقتصادی ناشی از بازیافت آب و کاهش هزینه دفع در مجموع حدود ۱۸,۸۰۰ تومان/m^3 برآورد شده است؛ بنابراین هزینه خالص فرآیند ته‌نشینی–EC (پس از کسر منافع) حدود ۷,۰۴۰– تومان/m^3 (یعنی صرفه‌جویی خالص) به‌دست می‌آید. در نتیجه، از منظر اقتصادی نیز فرآیند ترکیبی ته‌نشینی–انعقاد الکتریکی، علاوه بر کاهش مصرف مواد شیمیایی و کاهش تولید لجن نسبت به PAC، می‌تواند با اتکا به بازیافت آب و کاهش هزینه دفع پسماند، گزینه‌ای توجیه‌پذیر و رقابت‌پذیر برای مدیریت پایدار پسماند گل حفاری در مناطق نفت‌خیز با محدودیت آب باشد.

۵. منابع

1. زرندی, ت.پ.وحدتی, بررسی و تحلیل روشهای قیمت گذاری پساب و پیشنهاد روش مناسب برای ایران. تحقیقات منابع آب ایران, ۲۰۲۵. ۲۰(۴)-1 p. 16.
2. Mollah, M.Y., et al., *Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation.* Journal of hazardous materials, 2004. **114**(1-3): p. 199-210.
3. Kobya, M., et al., *Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation.* Journal of hazardous materials, 2006. **132**(2-3): p. 183-188.
4. Merzouk, B., K. Madani, and A. Sekki, *Using electrocoagulation–electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies.* Desalination, 2010. **250**(2): p. 573-577.
5. Васильева, Н.О., et al., *Accounting and analytical support of financial analysis of agricultural enterprises.* 2020.
6. Mohammed, S.J., et al., *Removal of levofloxacin and ciprofloxacin from aqueous solutions and an economic evaluation using the electrocoagulation process.* International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2023. **103**(16): p. 3801-3819.
7. Islam, S.N., et al., *Electrocoagulation (EC) technique for color removal from orange II dye.* Bangladesh journal of environmental research, 2011. **9**: p. 45-52.
8. Bazrafshan, E., et al., *Slaughterhouse wastewater treatment by integrated chemical coagulation and electro-fenton processes.* Sustainability, 2022. **14**(18): p. 11407.
9. Zakeri, H., et al., *Chemical coagulation-electro fenton as a superior combination process for treatment of dairy wastewater: performance and modelling.* International Journal of Environmental Science and Technology, 2021. **18**(12): p. 3929-3942.

10. Zhou, R. and M. Zhang, *Optimization of pre-oxidation enhanced coagulation for micro-polluted water treatment by response surface method.* International Journal of Environmental Science and Technology, 2025. **22**(7): p. 6071-6082.
11. Saad, M.S., et al., *Techno-economic analysis of an integrated electrocoagulation-membrane system in treatment of palm oil mill effluent.* Journal of King Saud University-Science, 2022. **34**(4): p. 102015.
12. Jasim, M.A. and F.Y. AlJaberi, *Removal of COD from real oily wastewater by electrocoagulation using a new configuration of electrodes.* Environmental Monitoring and Assessment, 2023. **195**(6): p. 651.
13. Pizutti, J.T., et al., *Electrocoagulation coupled adsorption for anaerobic wastewater post-treatment and reuse purposes.* Desalination and Water Treatment, 2019. **160**: p. 144-152.