



Sustainable Chromium Removal Using

Electrocoagulation: Life Cycle Assessment of Different Electrode Materials

Amirhossein Rajabipour^{1*}, Mohsen Khezerlu Aghdam², Nastaran Eskandari³, Taghi Ebadi⁴

1. MSc. Graduated, Dept. of Water and Environmental Engineering, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Amirkabir University of Technology, Tehran, Iran (Corresponding Author) amir.raj@aut.ac.ir
2. MSc. Graduated, Dept. of Water and Environmental Engineering, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Amirkabir University of Technology, Tehran, Iran
3. MSc. Student, Dept. of Water and Environmental Engineering, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Amirkabir University of Technology, Tehran, Iran
4. Assoc. Prof., Dept. of Water and Environmental Engineering, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Amirkabir University of Technology, Tehran, Iran

 <https://doi.org/10.22093/wwj.2025.499125.3458>

Original Paper

Abstract

Chromium is a significant and hazardous pollutant found in wastewater generated from industries such as electroplating, dye production, and leather manufacturing. Due to its high toxicity, carcinogenicity, and negative impact on human health and ecosystems, chromium removal from water sources is essential. Electrocoagulation has emerged as a highly effective technology for treating water and wastewater pollutants. This study assesses the effectiveness and sustainability of this procedure in removing chromium using three conventional electrode materials: iron, aluminum, and stainless steel. An analysis was conducted on the effects of two qualitative parameters: electrode material and surface quality. In this study, a novel parameter (surface quality) that includes both solid and rough textures was introduced. The results indicated that iron and stainless steel have superior chromium removal efficiencies in comparison to aluminum. Aluminum was found to be inefficient for chromium removal because of its low removal efficiency (14.4%) and high energy consumption (3.739 kWh/m³). Surface roughness demonstrated diverse impacts on different materials, enhancing aluminum removal efficiency by 57.2% and decreasing energy consumption for stainless steel by 10.74%, indicating rough surfaces can be a functional energy-saving approach. However, roughness also has disadvantages on steel and iron, increasing electrode consumption by 15.3% and 29.5%, respectively, and increasing the bulk of the passivation layer by 182% and 131%, respectively. To assess the environmental impacts of this process, three electrode materials were defined as distinct scenarios. These were evaluated through life cycle assessment in accordance with [ISO 14040](https://www.iso.org/standard/68549.html) guidelines. The impacts were evaluated by the CML baseline method, taking into account the electrode and energy consumption. Results revealed that stainless steel had considerable environmental burdens on impact categories including ODP, POCP, EP, HTP, GWP and ADP (F), accounting for 35–43% across these categories. In comparison to the other materials, iron had minimal effects on environmental performance, contributing only 9% to FAETP, whereas Al and SS contribute 58 and 33%, respectively. Consequently, solid iron is recommended as the most environmentally sustainable electrode, whereas rough stainless steel continues to be the most efficient electrode material.

Keywords:
Electrocoagulation, Chromium, Life Cycle Assessment, Electrode Material, Wastewater Treatment.



Received: Sep. 2, 2024
Revised: Oct. 19, 2024
Accepted: Nov. 22, 2024

To cite this article:

Rajabipour, A., Khezerlu Aghdam, M., Eskandari, N., Ebadi, T., 2025. Sustainable chromium removal using electrocoagulation: life cycle assessment of different electrode materials. *Water and Wastewater*, 35(5), 1-23.
<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.499125.3458>.

Use your device to scan and read the article online



© The Author(s).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)



1. Introduction

Chromium is a toxic pollutant that poses significant risks to humans and the environment. The widespread use of this substance in electroplating, tanning, and steel manufacturing industries has resulted in increased discharge into aquatic systems, making it a long-term environmental problem. There are two main types of chromium: trivalent chromium (Cr(III)) and hexavalent chromium (Cr(VI)). Hexavalent chromium is highly toxic, carcinogenic, and capable of causing significant harm to aquatic life, human beings and organisms (Kumar and Basu, 2023). The elimination of chromium from wastewater is an urgent priority for sustainable water management and environmental conservation. Electrocoagulation¹ has emerged as an efficient technique for the elimination of heavy metals, such as chromium, due to its operational flexibility and environmental adaptability (Hakizimana et al., 2017).

Electrocoagulation works by generating coagulants in situ during the process. When an electric current is applied to the electrodes, the anode starts to dissolve, releasing metal ions- like iron or aluminum- into the solution. Metal ions interact with hydroxyl ions to produce coagulants, which are essential for pollution removal. The process is determined by three essential reactions (Nidheesh and Singh, 2017).

- Oxidation reaction at the anode:
 $M(s) \rightarrow M^{n+} + n e^{-}$
- Reduction reaction at the cathode:
 $2 H_2O + 2 e^{-} \rightarrow H_2(g) + 2 OH^{-}$
- Hydrolysis reaction in the solution:
 $M^{n+} + n H_2O \rightarrow M(OH)_n + n H^{+}$

Life Cycle Assessment² is a key tool for evaluating the environmental impacts of products and services throughout their entire life cycle, from raw material extraction to final disposal. LCA offers a reliable approach to identifying major environmental impacts and measuring resource usage efficiency and emissions to optimize the processes and support policymakers in understanding the complexity of their decisions (Goyal and Mondal, 2022).

In electrocoagulation, LCA is essential for improving operational settings, reducing energy and material consumption, making the process more sustainable. It also supports the development of better electrode materials and surface characteristics, improving pollutant removal while reducing environmental impacts. Overall, LCA provides a clear framework for making electrocoagulation more eco-efficient (Safwat et al., 2023).

¹ Electrocoagulation (EC)

² Life Cycle Assessment (LCA)

2. Methods and materials

A 1000 ml beaker was filled with a 100 ppm chromium solution. Three types of electrodes were used to remove chromium: stainless steel, aluminum, and iron. Each electrode had two distinct surface types: solid and rough. For designing the experiment in this study, the classic one-factor-at-a-time³ method was used, focusing on two qualitative parameters: electrode material and surface quality. Each test was repeated four times, resulting in a total of 24 experiments (Kumar et al., 2023).

Various materials and equipment were utilized to conduct the experiments. Potassium dichromate salt purchased from Merck was used to make the 1000 mg/L chromium stock solution. Sodium chloride from Merck was added into the solution to increase its electrical conductivity (Kumar et al., 2023). Furthermore, as indicated in Table 1, chromium concentrations were quantified utilizing a spectrophotometer in accordance with the EPA 8023 standard. Other essential instruments used in this study, along with their specific applications, are also listed in Table 1.

Table 1. Devices used in this study

| Device | Model | Application |
|----------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Spectrophotometer | Hatch-DR6000 | Chromium determination |
| DC power supply | TwinTex-SP 1305D | Electricity |
| Magnetic stirrer | LabTech | Mixing |
| Precision balance 0.001 gr | Kern-PLS360-3 | Mass measurements |
| Grinding machine | Scheppach-Tiger 2500 | Electrode surface roughness |

A comparative environmental assessment was conducted on three Electrocoagulation processes, following the guidelines of ISO 14040 and employing the LCA methodology. The LCA process is structured into four key stages: Goal and Scope Definition, Inventory Analysis, Impact Assessment, and Interpretation. The electrocoagulation reactor unit volume (750 ml) was used as a functional unit with a cradle-to-gate attitude. Based on the system boundary, inventory data was collected and assessed via the CML 2001 baseline method in Simapro software (Choudhary et al., 2024).

3. Results and discussion

Fig. 1 illustrates the normalized responses of the electrocoagulation process. For solid electrodes, the results show that iron and stainless steel have higher removal efficiency compared to aluminum, making them better options for chromium

³ One- Factor- at- a-Time (OFAT)



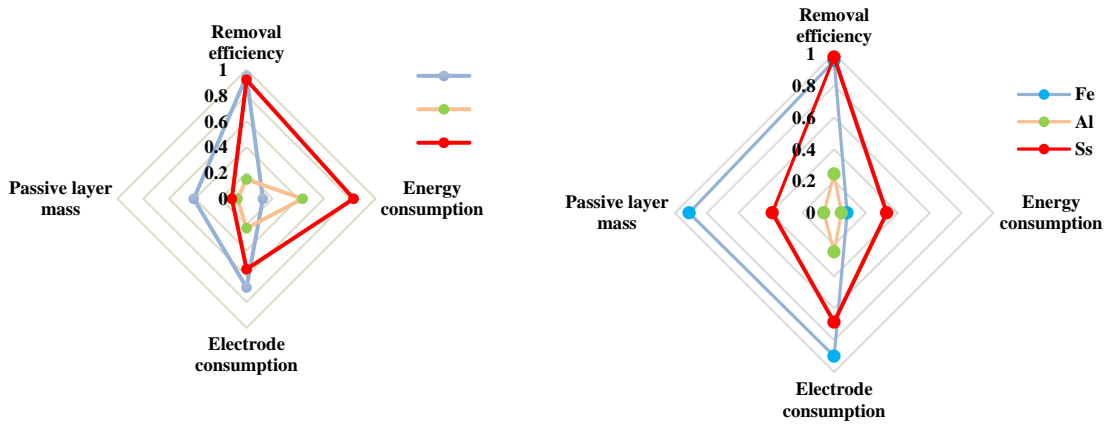


Fig. 1. Electrode performance in electrocoagulation: a) rough electrode, b) solid electrode

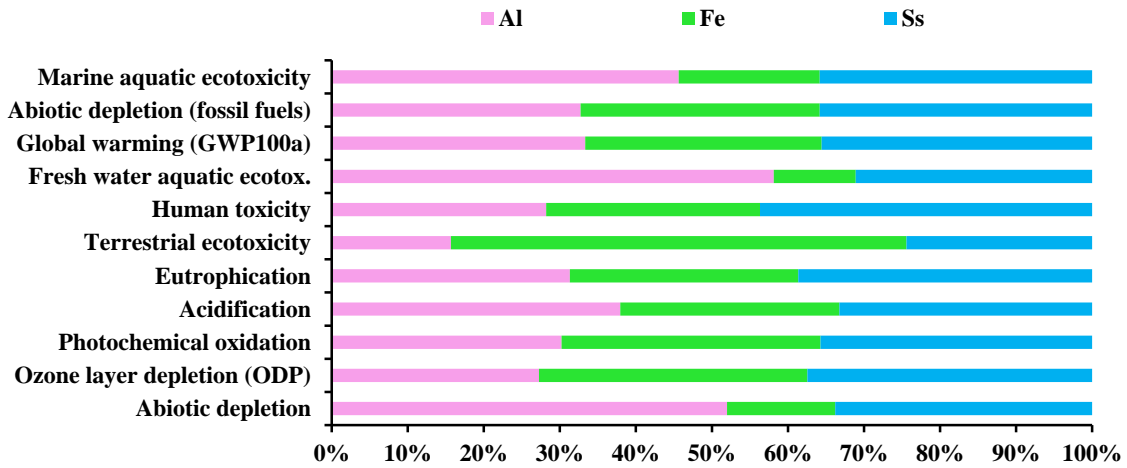


Fig. 2. Contribution of each seanario in impact categories

removal. However, stainless steel consumes nearly 16.3% more energy than iron, and aluminum, despite having a lower removal efficiency (25% iron removal efficiency), consumes more energy than iron. This makes aluminum the least desirable material for chromium removal. Moreover, while iron has a good balance of removal efficiency and energy consumption, it has higher electrode consumption and passivation layer bulk, which increases operational costs. Among solid electrodes, stainless steel provides the best overall performance (Mouedhen et al., 2009).

When comparing solid and rough electrodes, surface roughness has a significant performance gain. Rough electrodes improve the removal efficiency of stainless steel and have an even greater effect on aluminum, with a 5.2 and 58.2% increase, respectively, by enhancing the active surface area. However, this causes increased electrode corrosion and passivation layer bulk, particularly for iron, raising operational costs (Yasri et al., 2022).

Increasing surface roughness reduces energy consumption; Ss, Al and Fe have 11, 8 and 1.5% reductions in energy consumption, making it a valuable alteration for improving electrocoagulation efficiency. The environmental impacts of three electrocoagulation scenarios are shown in Fig. 2. Based on the results, steel electrodes contribute significantly to the 11 studied impact categories. In ODP, POCP, EP, HTP, GWP and ADP (F), steel accounts for 37, 35, 38, 43, 35 and 35% of the total contribution, respectively. This is the result of its extensive use of electricity during the electrocoagulation process in GWP and ADP (F). Additionally, in the EP and HTP, material extraction and processing had a dominant effect. Aluminum electrodes contribute mainly to FAETP and MAETP, along with ADP (E) and EP, by 58, 45, 51 and 37%, respectively. Aluminum electrode material extraction and processing was the major contributor to its environmental impact in FAETP, MAETP and ADP (E) by 93, 88 and 78%, respectively. Furthermore, iron electrodes



have a minor effect in the studied categories, with the exception of TEP, which could be attributed to the weaknesses in the material extraction and processing technologies. Consequently, the iron electrode could be presented as an acceptable scenario in terms of environmental impacts for use in the electrocoagulation process to remove chromium from wastewater ([Ahangarnokolaei et al., 2021](#)).

4. Conclusions

In this investigation, stainless steel and iron are introduced as the most effective electrode materials for chromium elimination, with stainless steel outperforming iron. However,

when considering environmental implications, the life cycle assessment found that stainless steel has a larger environmental footprint and emits more pollutants than iron. Furthermore, whereas solid stainless steel had inferior electrocoagulation efficiency, surface roughness significantly enhanced its performance, particularly by minimizing energy consumption. As a result, rough stainless steel performed better than iron in electrocoagulation process efficiency. Nonetheless, when considering environmental factors, solid iron was shown to be the most eco-friendly and sustainable electrode material for chromium removal, but rough stainless steel remained the best-performing alternative in the absence of such considerations.





تحلیل عملکرد انعقاد الکتریکی در حذف کروم با رویکرد ارزیابی چرخه عمر الکترودهای مختلف

امیر حسین رجیبی پور^{۱*}، محسن خضری پور^۲، نسترن اسکندری^۳، تقی عبادی^۴

۱- کارشناسی ارشد، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران، ایران (نویسنده مسئول) amir.raj@aut.ac.ir

۲- کارشناسی ارشد، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران، ایران

۳- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران، ایران

۴- دانشیار، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران، ایران



<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.499125.3458>

مقاله پژوهشی

چکیده

واژه‌های کلیدی:
انعقاد الکتریکی، کروم،
ارزیابی چرخه عمر،
الکتروده، تصفیه، اثرات
زیست محیطی

کروم یکی از آلاینده‌های سمی و سرطان‌زا در فاضلاب‌های صنعتی مانند آبکاری، تولید رنگ و چرم‌سازی است که حذف آن از منابع آبی اهمیت زیادی دارد. انعقاد الکتریکی، به‌عنوان یک روش کارآمد، پتانسیل بالایی در حذف کروم دارد. در این پژوهش، تأثیر جنس و زبری سطح الکترودهای آهن، آلومینیوم و استیل ضدزنگ بر کارایی این فرایند برای حذف کروم بررسی شد. برای اولین بار، زبری سطح به‌عنوان یک عامل مؤثر بر عملکرد انعقاد الکتریکی مطالعه شد. همچنین این پژوهش از ابزار ارزیابی چرخه عمر برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی الکترودهای مختلف و تحلیل پایداری روش انعقاد الکتریکی بهره گرفت. نتایج نشان داد که آهن و استیل نسبت به آلومینیوم عملکرد بهتری در حذف کروم دارند. آلومینیوم به دلیل کارایی حذف پایین (۱۴/۴۰ درصد) و مصرف انرژی بالا ($3/739 \text{ kWh/m}^3$) گزینه مناسبی محسوب نمی‌شود. افزایش زبری سطح باعث بهبود کارایی حذف کروم در آلومینیوم (۵۷/۲ درصد) و کاهش مصرف انرژی در استیل (۱۰/۷۴ درصد) شد، اما موجب افزایش میزان جرم لایه غیرفعال‌کننده و مصرف الکتروده در آهن و استیل شد. در مجموع، الکتروده استیل زبر با کارایی حذف ۹۶/۲۵ درصد، مصرف الکتروده ۰/۳۳۲ گرم و جرم لایه غیرفعال‌کننده ۰/۰۶۲ گرم بهترین عملکرد را داشت. علاوه بر این، ارزیابی چرخه عمر مطابق استاندارد **ISO 14040** نشان داد که استیل بیشترین تأثیر زیست‌محیطی را در شاخص‌های **GWP**، **HTP**، **EP**، **POCP**، **ODP** و **ADP** داشت. در نهایت، با معیار قرار دادن ارزیابی چرخه عمر، الکتروده آهن با کارایی حذف ۹۸/۰۵ درصد و تأثیر زیست‌محیطی کمتر، به‌عنوان گزینه بهینه معرفی شد.



دریافت: ۱۴۰۳/۷/۱۲

اصلاح: ۱۴۰۳/۷/۲۸

پذیرش: ۱۴۰۳/۹/۲

از دستگاه خود برای اسکن و خواندن مقاله به صورت آنلاین استفاده کنید



برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام فرمایید:

رجیبی پور، ا.ح.، خضری پور، م.، اسکندری، ن.، عبادی، ت.، ۱۴۰۳، تحلیل عملکرد انعقاد الکتریکی در حذف کروم با رویکرد ارزیابی چرخه عمر الکترودهای مختلف. *آب و فاضلاب*. ۳۵(۵)، ۱-۲۳.

<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.499125.3458>



© The Author(s).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)



۱- مقدمه

موجب تشکیل لخته‌های بزرگتر می‌شوند. هم‌زمان، در کاتد واکنش کاهش اتفاق می‌افتد. همان‌طور که در واکنش ۲ نشان داده شده است، حباب‌های هیدروژن تولید می‌شوند. این حباب‌ها به سمت بالا حرکت کرده و به حذف آلاینده‌ها از طریق شناورسازی کمک می‌کنند، جایی که می‌توان آن‌ها را به راحتی از محلول جدا کرد (Hakizimana et al., 2017).

واکنش‌های الکتروشیمیایی اصلی که در آند و کاتد اتفاق می‌افتند به شرح زیر است (Nidheesh and Singh, 2017):

- واکنش اکسایش در آند



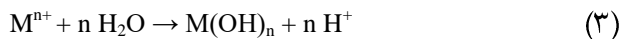
که در آن M نشان‌دهنده الکتروود و یون‌های فلزی رها شده از سطح آند است (Fe^{2+} یا Al^{3+}). این واکنش نشان‌دهنده ورود یون‌های فلزی به محلول است.

- واکنش کاهش در کاتد



این واکنش یون‌های هیدروکسید (OH^-) و گاز هیدروژن تولید می‌کند.

- واکنش هیدرولیز در محلول



در این واکنش یون‌های فلزی رها شده از سطح آند با یون هیدروکسل واکنش داده و منجر به تشکیل منعقدکننده سلول انعقاد الکتریکی می‌شود.

در فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف کروم، به‌ویژه کروم شش ظرفیتی ($Cr(VI)$) که از نظر زیست‌محیطی بسیار مضر است، مکانیسم‌های الکتروشیمیایی متعددی درگیر هستند. زمانی که جریان الکتریکی اعمال می‌شود، آند (که ممکن است از جنس آهن،

با افزایش جمعیت و تغییرات اقلیمی، منابع آب شیرین تحت فشار شدیدی قرار گرفته و با مشکلاتی مانند کاهش ذخایر، آلودگی و تغییر اقلیم مواجه شده‌اند. آلودگی ناشی از تخلیه صنعتی، رواناب‌های کشاورزی و دفع نامناسب پسماندها، آلاینده‌های خطرناکی مانند فلزات سنگین از جمله کروم را به منابع آبی وارد کرده است. کروم، فلزی طبیعی در پوسته زمین، به دو شکل کروم سه ظرفیتی ($Cr(III)$) و شش ظرفیتی ($Cr(VI)$) در محیط وجود دارد. کروم سه ظرفیتی در مقادیر کمی برای متابولیسم برخی موجودات ضروری است، اما کروم شش ظرفیتی، به دلیل خواص اکسیدکنندگی، بسیار سمی و سرطان‌زا است و اثرات مخربی بر سلامت انسان و محیط‌زیست دارد. مقاومت کروم در دماهای بالا و در برابر خوردگی باعث استفاده گسترده آن در صنایع فولاد، رنگ‌سازی، آبکاری فلزات و تولید مواد شیمیایی شده است. در صنعت فولاد، کروم به‌عنوان آلیاژ برای تولید فولاد ضدزنگ و در رنگ‌سازی برای تولید رنگ‌های پایدار به کار می‌رود. با این حال، کروم شش ظرفیتی از طریق پساب‌های صنعتی وارد محیط شده و با تجمع در زنجیره غذایی، سلامت جانداران را تهدید می‌کند. پژوهش‌ها نشان داده‌اند که مواجهه طولانی‌مدت با این آلاینده می‌تواند به مشکلات جدی مانند بیماری‌های تنفسی، کبدی، کلیوی و سرطان منجر شود؛ بنابراین، کنترل و حذف کروم از منابع آلوده، به‌ویژه منابع آبی، برای حفظ سلامت عمومی و محیط‌زیست ضروری است (Kumar and Basu, 2023).

انعقاد الکتریکی فرایندی است که در آن با اعمال جریان الکتریکی به الکتروودها واکنش‌های الکتروشیمیایی در آند و کاتد اتفاق می‌افتد و منجر به تولید مواد منعقدکننده و حذف آلاینده‌ها می‌شود. در این فرایند، آند (معمولاً از جنس آلومینیوم یا آهن) مطابق واکنش ۱ دچار واکنش اکسایش شده و شروع به انحلال و آزادسازی یون‌های فلزی (مانند Fe^{2+} یا Al^{3+}) به محلول می‌کند (Moussa et al., 2017). این یون‌ها، همان‌طور که در شکل ۱ نشان داده شده است، با یون‌های هیدروکسیل (OH^-) که از الکتروولیز آب در اطراف کاتد تولید می‌شوند واکنش داده و مانند واکنش ۳ هیدروکسیدهای فلزی تشکیل می‌دهند. هیدروکسیدهای فلزی به‌عنوان مواد منعقدکننده اصلی عمل کرده و بار سطحی ذرات آلاینده و مواد کلوئیدی را کاهش می‌دهند، آنها را ناپایدار کرده و



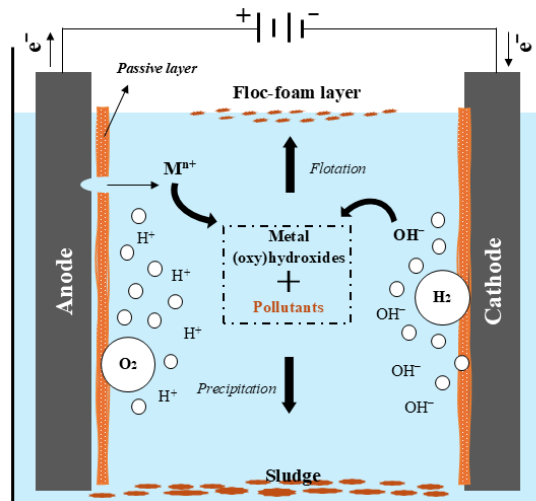


Fig. 1. Electrocoagulation process mechanism

شکل ۱- مکانیسم فرایند انعقاد الکتریکی

فرایند انعقاد الکتریکی به دلیل مزایایی مانند عدم استفاده از مواد شیمیایی، تولید لجن کمتر، کارایی بالای حذف آلاینده‌ها و هزینه‌های کم، به‌طور گسترده‌ای برای حذف آلاینده‌هایی مانند فسفات، نیتрат و فلزات سنگین استفاده شده است ([Hakizimana et al., 2017](#)).

در ادامه، نتایج برخی پژوهش‌ها که این روش را برای حذف آلودگی‌ها، به‌ویژه کروم، از محیط‌های آبی بررسی کرده‌اند، در جدول ۱ ارائه می‌شود. با توجه به این جدول، پژوهشی در زمینه ارزیابی چرخه عمر، فرایند حذف کروم با روش انعقاد الکتریکی انجام نشده است. در نتیجه، این پژوهش با هدف ارزیابی چرخه عمر فرایند انعقاد الکتریکی حذف کروم با استفاده از سه نوع الکترود آلومینیوم، آهن و استیل ضدزنگ^۱ انجام شد. در این پژوهش، برای تمرکز بر تأثیر جنس الکترودها، تنها دو پارامتر کیفی جنس الکترود و زبری سطح الکترود در نظر گرفته شد، در حالی که سایر پارامترها برای تمامی آزمایش‌ها ثابت بودند. تأثیر این پارامترها بر چهار پاسخ شامل کارایی حذف، مصرف انرژی، مصرف الکترود و جرم لایه غیرفعال‌کننده الکترود^۲ بررسی شد.

لی و همکاران نیز در پژوهشی فاسفر را با روش انعقاد الکتریکی حذف کرده و با استفاده از الکترودهای مختلف ارزیابی چرخه عمر

آلومینیوم یا استیل ضدزنگ باشد) شروع به انحلال کرده و یون‌های فلزی مانند Fe^{2+} یا Al^{3+} را به محلول آزاد می‌کند. این یون‌ها پس از آزادسازی، با آب واکنش داده و به تشکیل هیدروکسیدهای فلزی (مانند $Fe(OH)_2$ ، $Fe(OH)_3$ یا $Al(OH)_3$) منجر می‌شوند که به‌عنوان مواد منعقدکننده عمل کرده و هم‌زمان محیطی کاهش‌دهنده فراهم می‌کنند.

در ادامه، $Cr(VI)$ به دو صورت مستقیم در کاتد یا غیرمستقیم از طریق یون‌های Fe^{2+} به $Cr(III)$ کاهش می‌یابد؛ این کاهش حیاتی است، چرا که $Cr(III)$ نسبت به $Cr(VI)$ سمیت بسیار کمتری دارد و در شرایط pH اسیدی به‌عنوان $Cr(OH)_3$ رسوب می‌کند. همان‌طور که اشاره شد گونه رسوبی کروم کاملاً وابسته به pH محلول بوده و با تغییر در pH محلول گونه کرومی رسوب کرده نیز عوض می‌شود ([Mouedhen et al., 2009](#)).

ارزیابی چرخه عمر ابزاری جامع برای بررسی اثرات زیست‌محیطی، اقتصادی و اجتماعی یک فرایند در طول عمر آن است. این تحلیل از مرحله استخراج مواد اولیه تا دفع یا بازیافت را شامل می‌شود و به شناسایی منابع آلاینده، مصرف انرژی، تولید لجن و نقاط بحرانی فرایند کمک می‌کند. ارزیابی چرخه عمر با تمرکز بر پایداری و بهره‌وری منابع، به بهینه‌سازی زیست‌محیطی و اقتصادی فرایندهای تصفیه آب و فاضلاب کمک می‌کند ([Choudhary et al., 2024](#)).

¹ Stainless Steel 304

^۲ در پاسخ‌های جرم لایه غیرفعال‌کننده و مصرف الکترود، به دلیل اینکه میزان لایه غیرفعال‌کننده برای کاتد بسیار ناچیز است و همچنین خوردگی در آن رخ نمی‌دهد، منظور از الکترود در این دو پاسخ صرفاً آند است.



جدول ۱- مهم‌ترین پژوهش‌ها در زمینه انعقاد الکتریکی حذف کروم و ارزیابی چرخه عمر

Table 1. The most relevant studies in chromium removal by electrocoagulation and LCA

| Research objective | Parameters | Key results | LCA | Source |
|--|---|---|-----|-------------------------|
| Chromium removal by electrocoagulation | Current density, initial concentration, pH | High efficiency above 90% at pH=4.5, current density 11.75, 50 minutes. | ✗ | (Rezaei et al., 2013) |
| Magnesium removal by electrocoagulation and life cycle assessment | Current density, electrode distance, electrolyte concentration, pH | Removal efficiency of 96.5% at pH=7, current density 10, electrode distance 2 cm, NaCl concentration 2 g/L. | ✓ | (Safwat et al., 2023) |
| Chromium removal during electrocoagulation | Initial chromium concentration, current density, electrode rotation speed, pH | Chromium removal 98.83% with BR-ANN model at chromium concentration 15, current density 14.36; BR-ANN model had higher accuracy than the Taguchi. | ✗ | (Kumar and Basu, 2023) |
| Phosphorus removal by electrocoagulation and life cycle assessment | Anode material, electrode distance, pH, current density | Aluminum had 90% efficiency with lower environmental impact; iron 80% and magnesium 35% removal efficiency. | ✓ | (Li et al., 2024) |
| Chromium removal from ammonium nitrate solutions by electrocoagulation | Time, initial flow rate, applied current, electrolyte type. | High chromium removal efficiency, Cr (VI) reduction to Cr (III); increased current intensity and decreased flow rate improved efficiency. | ✗ | (Costigan et al., 2025) |

۵ × ۸ سانتی‌متر انتخاب شده و ۷ سانتی‌متر از ارتفاع آنها در محلول مستغرق شد. فاصله بین الکترودها در تمام آزمایش‌ها ۱/۵ سانتی‌متر ثابت نگه داشته شد. سلول انعقاد الکتریکی از یک بشر شیشه‌ای با ابعاد ۱۴ × ۱۴ × ۱۰ و حجم مفید ۱۰۰۰ میلی‌لیتر تشکیل شده بود. این سیستم شامل دو الکترود موازی و تک‌قطبی بود که به منبع تغذیه متصل شدند. همچنین، برای همگن‌سازی محلول و بهبود کارایی فرایند، از دستگاه همزن الکترومغناطیسی (Hotplate Stirrer - LabTech) ساخت کشور کره جنوبی استفاده شد. سرعت همزن بر روی ۶۰ دور بر دقیقه تنظیم شد. غلظت کروم (VI) از روش ۸۰۲۳^۱ مورد تأیید سازمان محیط‌زیست آمریکا^۲ و با استفاده از دستگاه Hatch DR6000 اندازه‌گیری شد (Zongo et al., 2009). سیستم انعقاد الکتریکی استفاده شده در شکل ۲ نشان داده شده است.

برای وزن کردن الکترودها و سایر مواد از ترازوی دیجیتالی مدل Kern-PLS360 با دقت ۰/۰۰۱ گرم، استفاده شد. تمامی آزمایش‌ها با شرایط یکسان و در دمای آزمایشگاهی (۲۳ تا ۲۵ درجه سلسیوس) انجام شد.

را انجام دادند که در آن الکترود آلومینیوم علاوه بر تأثیر زیست‌محیطی کمتر، عملکرد بهتری در فرایند انعقاد الکتریکی نیز داشت (Li et al., 2024).

نوآوری این پژوهش در بررسی تأثیر زبری سطح الکترود بود که تاکنون در مطالعات مربوط به انعقاد الکتریکی مورد توجه قرار نگرفته بود. همچنین، استفاده از ابزار ارزیابی چرخه عمر برای شناسایی دقیق اثرات زیست‌محیطی جنس‌های مختلف الکترود برای حذف فلز سنگین کروم و دیگر جنبه‌های فرایند انعقاد الکتریکی، به منظور بهبود و پایدارسازی این روش و کاهش اثرات زیست‌محیطی آن است. علاوه بر این، این پژوهش با بهره‌گیری از تمامی الکترودهای متداول و ارزیابی چرخه عمر فرایند، به ارائه بینشی جامع برای انتخاب مواد و روش‌های پایدار برای حذف کروم از محیط‌های آبی پرداخت.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- مواد شیمیایی و تجهیزات استفاده شده

راکتور انعقاد الکتریکی استفاده شده در این پژوهش شامل یک منبع تغذیه جریان مستقیم TwinTex-Dc-SP1305D بود که جریان الکتریکی را به الکترودها منتقل کرد. الکترودها از جنس آلومینیوم، آهن و استیل ضدزنگ با ابعاد ۱۵/۰ ×

¹ 1,5- Diphenylcarbazide Method

² USEPA



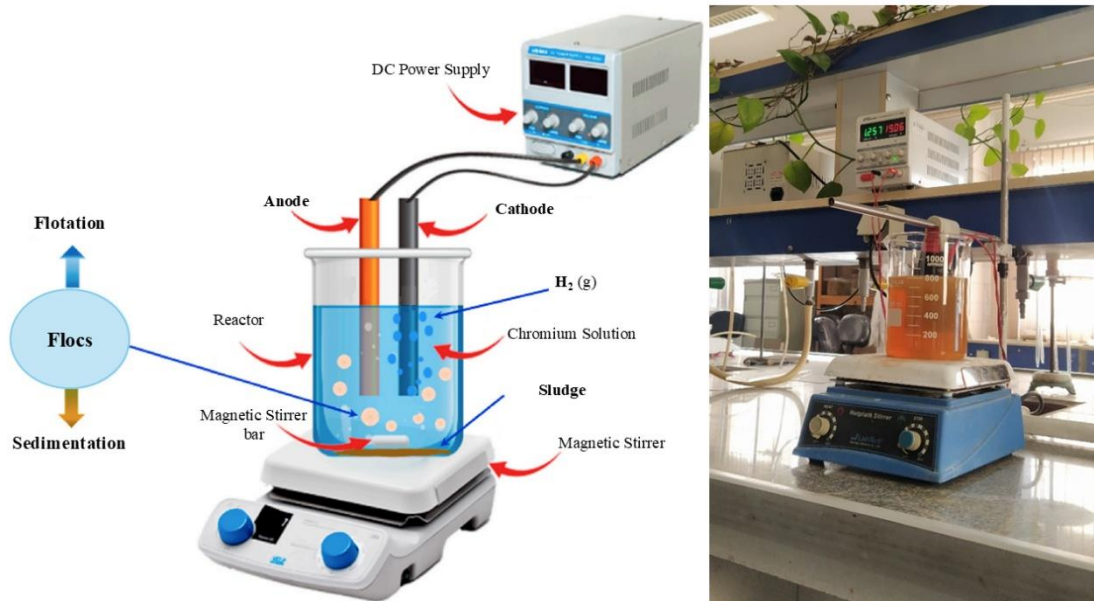


Fig. 2. Electrocoagulation experimental set-up (Safwat et al., 2023)
 شکل ۲- سیستم انعقاد الکتریکی استفاده شده (Safwat et al., 2023)



Fig. 3. Different types of iron texture
 شکل ۳- کیفیت سطح‌های مختلف برای الکتروود آهن

۲-۲- روش انجام آزمایش‌ها

پیش از آغاز آزمایش‌ها، تمامی مراحل با رعایت استانداردهای معتبر بین‌المللی طراحی و اجرا شدند. در این پژوهش، از فاضلاب مصنوعی به‌منظور کنترل دقیق شرایط اولیه و حذف عوامل تداخلی موجود در فاضلاب‌های صنعتی واقعی استفاده شد. برای تهیه محلول استوک ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر کروم (VI)، ۲/۸۲۹ گرم از

در این پژوهش برای ایجاد زبری یکنواخت و کنترل شده بر سطح الکتروودها از دستگاه سنگ‌ساب شیپ مدل Tiger 2500 - ساخت کشور آلمان استفاده شد. سرعت دورانی این دستگاه برابر با ۱۵۰ دور بر دقیقه به نحوی تنظیم شد تا همان‌طور که در شکل ۳ نشان داده شده است، زبری یکنواختی ایجاد شود. برای یکسان‌سازی شرایط، مدت‌زمان ساب‌زنی هر طرف الکتروود ۲ دقیقه تنظیم شد.



$$\text{Chromium removal efficiency (\%)} = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

که در آن

C_0 و C_t مربوط به غلظت آلاینده پس از انجام آزمایش در محلول تصفیه شده و غلظت اولیه آلاینده است.

در طول آزمایش ولتاژ خروجی منبع تغذیه در بازه‌های زمانی ۳۰ ثانیه‌ای ثبت شد. ثبت این داده‌ها به دلیل اهمیت ولتاژ در محاسبه انرژی مصرفی فرایند انجام شد، زیرا ولتاژ، یکی از مؤلفه‌های اصلی در تعیین مصرف انرژی است که با استفاده از معادله ۲ محاسبه می‌شود (Kumar et al., 2023)

$$E = \int_0^t V I dt / v = V I t / v \quad (2)$$

که در آن

E انرژی الکتریکی مصرفی بر حسب کیلووات ساعت بر مترمکعب است، I شدت جریان بر حسب آمپر، V ولتاژ بر حسب ولت، t زمان بر حسب دقیقه و v حجم سلول انعقاد الکتریکی است.

پس از پایان هر آزمایش، نگه‌دارنده الکترودها به آرامی به سمت بالا کشیده شد تا لایه تشکیل شده روی سطح الکترودها بدون آسیب باقی بماند. یکی از معایب فرایند انعقاد الکتریکی، تشکیل لایه غیرفعال‌کننده روی سطح الکترودها است. در این پژوهش، جرم این لایه به‌طور دقیق محاسبه شد تا تأثیر آن بر عملکرد فرایند ارزیابی شود (Ingelsson et al., 2020). همچنین، مصرف الکترودها و مقدار یون‌های فلزی وارد شده به محلول، از جنبه‌های مهم فرایند انعقاد الکتریکی به شمار می‌رود. این موارد تأثیر مستقیم بر کارایی فرایند و جنبه‌های زیست‌محیطی آن دارند. به‌همین دلیل، در این پژوهش میزان جرم الکترودها مصرف شده در هر آزمایش به‌طور دقیق اندازه‌گیری شد.

۲-۳- روش ارزیابی چرخه عمر

ارزیابی چرخه عمر به‌عنوان ابزاری جامع برای بررسی اثرات زیست‌محیطی محصولات یا خدمات در طول چرخه عمر آنها، در سال‌های اخیر مورد توجه پژوهشگران حوزه‌های مختلف به‌خصوص

پتاسیم دی‌کرومات^۱ با خلوص ۹۹ درصد، خریداری شده از شرکت Merck، در یک لیتر آب مقطر حل شد. غلظت اولیه کروم در تمام آزمایش‌ها به‌صورت ثابت برابر ۱۰۰ ppm تعیین شد. به‌منظور افزایش هدایت الکتریکی محلول، ۱ گرم در لیتر نمک NaCl با خلوص ۹۹/۲ خریداری شده از شرکت Merck به آن اضافه شد. الکترودها پیش از هر آزمایش با اسید رقیق HCl شسته، سپس با کاغذ سمباده با درجه زبری ۸۰۰ ساییده و با آب شسته شدند. پس از اتمام مراحل تمیز شدن الکترودها، برای خشک کردن، به مدت ۴ ساعت در آون با دمای ۵۵ درجه سلسیوس قرار گرفته و سپس وزن آن‌ها با دقت ثبت شد. این مراحل برای اطمینان از صحت نتایج و جلوگیری از ورود آلاینده‌های خارجی به محلول انجام شدند (Kumar et al., 2023).

در این پژوهش از روش طراحی آزمایش کلاسیک^۲ با چهار مرتبه تکرار برای افزایش دقت نتایج استفاده شد. دو پارامتر کیفی، جنس الکترودها با سه سطح مختلف (آهن، آلومینیوم و استیل) و کیفیت سطح الکترودها با دو سطح مختلف (صاف و زبر) به‌عنوان متغیر مستقل در نظر گرفته شدند. روش OFAT یک رویکرد کلاسیک در طراحی آزمایش است که در آن تنها یک متغیر در هر مرحله تغییر داده شده و سایر متغیرها ثابت نگه داشته می‌شوند. نتایج هر آزمایش پس از چهار بار تکرار ثبت و میانگین داده‌های به‌دست آمده برای تحلیل استفاده شد. شدت جریان در مقدار ۰/۷ آمپر نگه داشته شد که چگالی جریان معادل ۱۰ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع را ایجاد کرد. غلظت اولیه کروم برابر ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر، pH در محدوده خنثی ۶/۵ تا ۷/۵، زمان واکنش ۲۵ دقیقه و فاصله بین الکترودها ۱/۵ سانتی‌متر تعیین شد. حجم محلول درون سلول انعقاد الکتریکی نیز ۷۵۰ میلی‌لیتر در نظر گرفته شد. پس از هر آزمایش، سلول انعقاد الکتریکی به مدت ۳۰ دقیقه برای ته‌نشینی^۳ محلول و ذرات معلق درون آن بدون حرکت باقی ماند. این زمان علاوه بر فراهم کردن شرایط یکسان برای نمونه‌برداری، به ته‌نشینی بهتر لخته‌ها کمک کرد.

پس از تعیین غلظت ثانویه کروم بعد از اتمام آزمایش کارایی حذف کروم مطابق معادله ۱ محاسبه شد (Kumar et al., 2023)

¹ $K_2Cr_2O_7$

² OFAT (One Factor at a Time)

³ Settlement Time



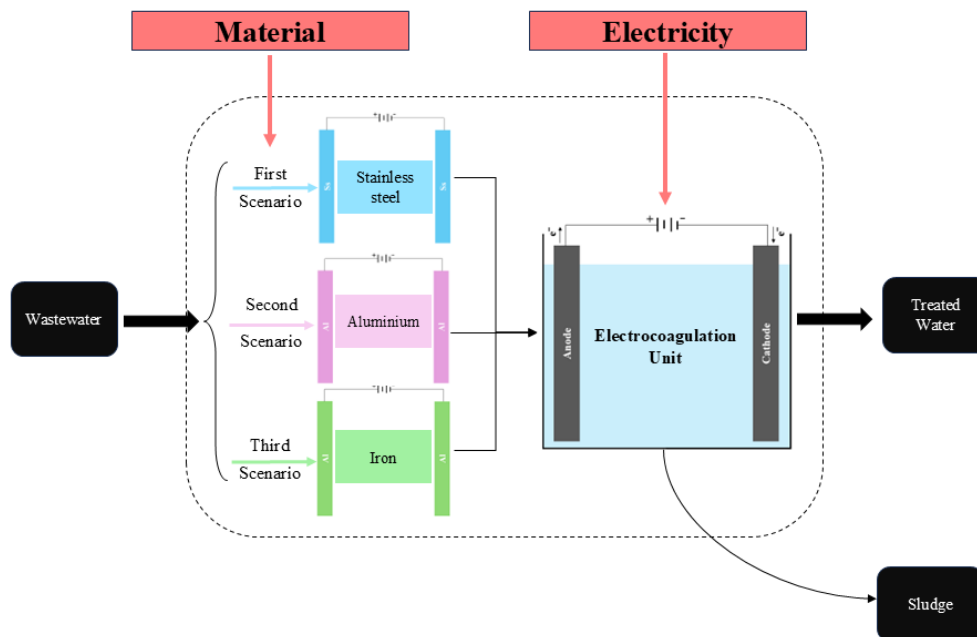


Fig. 4. Electrocoagulation unit system boundary

شکل ۴- مرز سیستم واحد انعقاد الکتریکی

موجودی‌های سیستم در نظر گرفته شده‌اند که جزئیات آن‌ها در جدول ۲ ارائه شده است. برای تحلیل اثرات زیست‌محیطی سناریوهای تعریف شده در بخش‌های پیشین، از داده‌های موجود در پایگاه اطلاعاتی Ecoinvent 3 استفاده شده است (Ecoinvent, 2022). این داده‌ها با بهره‌گیری از نرم‌افزار سیماپرو^۵ به‌منظور محاسبه و ارزیابی اثرات زیست‌محیطی به کار گرفته شده‌اند. این رویکرد امکان مقایسه دقیق‌تر و جامع‌تر اثرات مرتبط با هر سناریو را فراهم می‌آورد.

ابزار ارزیابی چرخه عمر مجموعه‌ای از روش‌های مختلف را برای محاسبه اثرات زیست‌محیطی ارائه می‌دهد. انتخاب روش مناسب با توجه به هدف پژوهش و نوع داده‌های در دسترس، می‌تواند تأثیر مستقیمی بر تفسیر نتایج داشته باشد. در این پژوهش از روش CML 2001 که توسط پژوهشگران دانشگاه لیدن توسعه داده شده است، استفاده شد (Guinée, 2002). در این روش اثرات زیست‌محیطی با رویکرد نقطه میانی محاسبه می‌شود که شامل گروه‌های تأثیر پتانسیل تخلیه منابع طبیعی^۶ و سوخت‌های فسیلی،

در زمینه تصفیه آب و فاضلاب بوده است (Maćerak et al., 2024).

صفوت و همکاران در سال ۲۰۲۳ از این ابزار در ارزیابی چرخه عمر فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف منیزیم بهره بردند (Safwat et al., 2023). این پژوهش بر اساس استاندارد ISO 14040 برای بررسی چرخه عمر فرایند انعقاد الکتریکی انجام شده است. این روش از چهار مرحله اصلی تعریف هدف و دامنه^۱، تجزیه و تحلیل موجودی^۲، ارزیابی اثرات^۳ و تفسیر^۴ نتایج تشکیل شده است (ISO, 1997).

با توجه به اهداف پژوهش، سه سناریو با در نظر گرفتن جنس الکترودها تعریف شده‌اند: در سناریوی اول، دوم و سوم به ترتیب از الکترودها استیل ضدزنگ، الکترودها آلومینیوم و الکترودها آهن استفاده شد. واحد عملکردی در این پژوهش بر اساس حجم راکتور انعقاد الکتریکی تعریف شد که شامل ۷۵۰ میلی‌لیتر فاضلاب حاوی کروم بود. مطابق مرز سیستم مشخص شده در شکل ۴ وزن الکترودهای مصرفی به همراه انرژی الکتریکی استفاده شده در فرایند، به‌عنوان

¹ Goal and Scope

² Inventory Analysis

³ Environmental Impact Assessment

⁴ Interpretation

⁵ Simapro

⁶ Abiotic Depletion Potential (ADP (E and F))



جدول ۲- موجودی سیستم در تصفیه ۷۵۰ میلی لیتر فاضلاب حاوی کروم به روش انعقاد الکتریکی

Table 2. System inventory for 750 ml of Chromium wastewater in electrocoagulation

| Inventory item | Unit | Scenario 1 (St) | Scenario 2 (Al) | Scenario 3 (Fe) |
|-----------------|------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Wastewater | ml | 750 | 750 | 750 |
| Electricity | kwh | 0.00308 | 0.0028 | 0.00265 |
| Electrode usage | gr | 0.288 | 0.117 | 0.332 |

۳- نتایج و بحث

۳-۱- ارزیابی تأثیر جنس و زبری الکترودها بر حذف کروم

به منظور تعیین بهترین جنس الکترود و ارزیابی عملکرد آن‌ها در حذف کروم از محیط‌های آبی، آزمایش‌ها با استفاده از سه نوع جنس مختلف الکترود در دو کیفیت سطح متفاوت (صاف و زبر) انجام شد. نتایج این آزمایش‌ها در شکل ۵ ارائه شده است. شکل ۵- عملکرد الکترودهای مختلف در حذف کروم را نشان می‌دهد. همان طور که مشاهده می‌شود، الکترودهای استیل و آهن کارایی حذف بیشتری نسبت به الکترود آلومینیوم دارند. این نتیجه با یافته‌های پژوهش زونگو و همکاران هم‌خوانی دارد که در آن نیز الکترود آهن به عنوان گزینه برتر نسبت به سایر جنس الکترودها برای حذف کروم معرفی شده است (Zongo et al., 2009).

کارایی حذف بالاتر الکترود آهن در حذف کروم به واکنش‌های کاهش میان یون‌های Fe(II) و Cr(VI) نسبت داده می‌شود. با اعمال جریان الکتریکی به آند آهنی، انحلال آن آغاز شده و یون‌های Fe(II) به محلول آزاد می‌شوند. از آنجا که یون‌های Fe(II) تمایل به تجمع در فاضلاب حاوی کروم ندارند واکنش‌های کاهش مداومی میان $Cr(VI)$ و $Fe(OH)_2$ رخ می‌دهد. این واکنش‌ها منجر به کاهش قابل توجه غلظت $Cr(VI)$ در محلول شده و به همین دلیل درصد حذف ۹۸/۰۵ و ۹۶/۲۵ درصد به ترتیب در جنس الکترودهای آهن و استیل مشاهده شد (Zongo et al., 2009).

زبری الکترود در جنس آلومینیوم، کارایی حذف را نسبت به حالت صاف آن ۵۷/۲ درصد بهبود داد که بیشترین میزان بهبود کارایی حذف در میان الکترودها بود. استیل نیز ۵/۵ درصد بهبود کارایی حذف را نشان داد. با این حال، در مورد آهن، روند معکوسی مشاهده شد. برخلاف الکترودهای آلومینیوم و استیل، آهن صاف کارایی حذف را ۴/۱ درصد بیشتر از نمونه زبر آن نشان داد.

پتانسیل تخریب لایه ازن^۱، پتانسیل اکسیداسیون فوتوشیمیایی^۲، اسیدیته^۳، پتانسیل اوتریفیکاسیون^۴، پتانسیل سمیت زیست‌محیطی محیط‌های خاکی^۵، پتانسیل سمیت برای انسان^۶، پتانسیل سمیت زیست‌محیطی آب‌های شیرین^۷، پتانسیل گرمایش جهانی^۸ و پتانسیل سمیت زیست‌محیطی آب‌های آزاد^۹ است.

روش CML 2001 به‌طور گسترده در پژوهش‌های زیست‌محیطی مربوط به روش‌های مختلف تصفیه فاضلاب به‌کار رفته است. از جمله، چودھاری و همکاران در سال ۲۰۲۴ از این روش در ارزیابی اثرات زیست‌محیطی فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف فلزات سنگین بهره‌گرفتند (Choudhary et al., 2024).

(Rybczewska-Błażejowska and Jezierski, 2024)

بر اساس استانداردهای ISO 14040، طبقه‌بندی^{۱۰} اثرات زیست‌محیطی یکی از مراحل ضروری در ارزیابی چرخه عمر است. از سوی دیگر، برای مقایسه اثرات هر یک از سناریوها با یکدیگر، لازم است از اعداد بدون واحد استفاده شود تا امکان تحلیل، ارزیابی و مقایسه فراهم شود (Corominas et al., 2013). به‌منظور دستیابی به این هدف، فرایند نرمال‌سازی به کار گرفته شد تا امکان مقایسه مستقیم و قابل فهم آثار زیست‌محیطی میان سناریوهای مختلف بر اساس طبقات اثر با واحد یکسان فراهم شود.

¹ Ozone Layer Depletion Potential (ODP)

² Photochemical Oxidation Potential (POCP)

³ Acidification Potential (AP)

⁴ Eutrophication Potential (EP)

⁵ Terrestrial Ecotoxicity Potential (TETP)

⁶ Human Toxicity Potential (HTP)

⁷ Fresh Water Aquatic Ecotoxicity Potential (FAETP)

⁸ Global Warming Potential (GWP100a)

⁹ Marine Aquatic Ecotoxicity Potential (MAETP)

¹⁰ Characterization



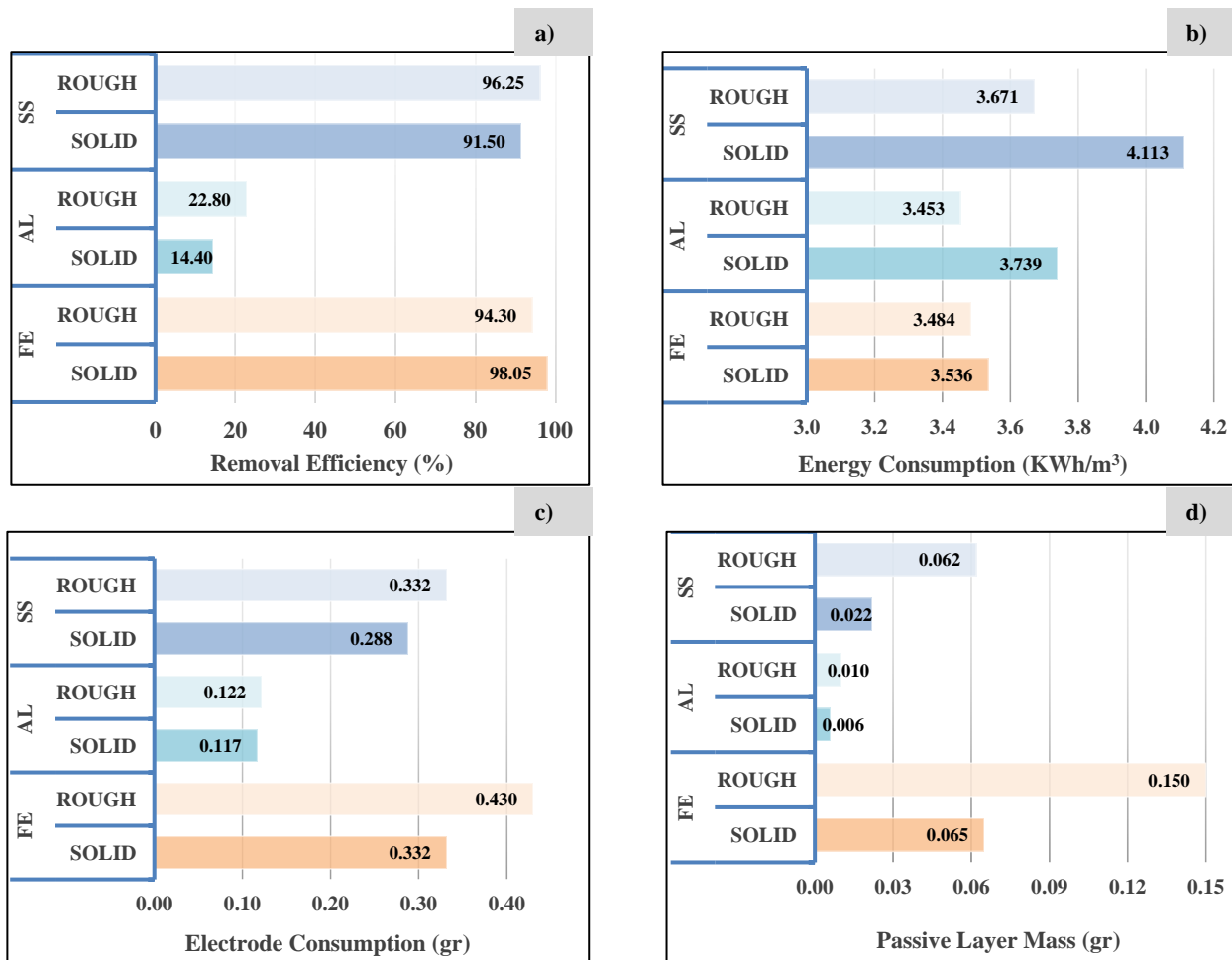


Fig. 5. Different electrodes performance in electrocoagulation process: a) removal efficiency, b) energy consumption, c) electrode consumption and d) surface passive layer mass

شکل ۵- عملکرد الکترودهای مختلف در حذف کروم، (a) درصد حذف کروم، (b) مصرف انرژی فرایند حذف کروم، (c)

مصرف الکترود طی فرایند انعقاد الکتریکی و (d) جرم لایه تشکیل شده بر روی الکترودهای مختلف

عملکرد بسیار مطلوبی دارد. این الکترود با کمترین مصرف انرژی $3/536 \text{ kwh/m}^3$ در بین الکترودهای بررسی شده، بیشترین کارایی حذف کروم را نشان داد. این نتایج، آهن را به گزینه‌ای ایده‌آل برای فرایند انعقاد الکتریکی برای حذف کروم تبدیل می‌کند.

زیر کردن الکترودها منجر به کاهش مصرف انرژی در فرایند انعقاد الکتریکی شده است. این کاهش مصرف انرژی برای سه جنس مختلف الکترود متفاوت بوده و به ترتیب در استیل، آلومینیوم و آهن $10/74$ ، $1/5$ و 8 درصد گزارش شده است. دلیل کاهش مصرف انرژی در الکترودهای زیر، انحلال سریع‌تر آند به دلیل سهولت رخ دادن فرایند خوردگی است. خوردگی آند معمولاً از نقاط نوک تیز و برجسته سطح الکترود آغاز می‌شود. چون خوردگی در واکنش‌های

الکترود استیل با $4/113 \text{ kwh/m}^3$ بیشترین مصرف انرژی را دارد و علی‌رغم کارایی حذف بالای آن، هزینه‌های انرژی ممکن است استفاده از آن را در کاربردهای عملی محدود کند. همچنین همان‌طور که در شکل ۵-b نشان داده شده است، آلومینیوم نیز با $3/739 \text{ kwh/m}^3$ مصرف انرژی بالایی نسبت به الکترود آهنی دارد. در حالی‌که کارایی حذف آن تقریباً ۲۵ درصد کارایی حذف آهن است. این موضوع نشان می‌دهد که آلومینیوم نه تنها از لحاظ مصرف انرژی مناسب نبوده، بلکه توانایی آن در حذف کروم نیز به‌طور قابل توجهی کمتر است. این موضوع در پژوهش مودهن و همکاران نیز نشان داده شده است که الکترود آلومینیوم برای حذف کروم مناسب نیست (Mouedhen et al., 2009). در مقابل، آهن



در مراحل ابتدایی فرایند انحلال الکترو، به دلیل صاف بودن سطح آند و نبودن حفرات یا ناهمواری‌ها، مقاومت سطحی فلز بالا بوده و شروع فرایند خوردگی نقطه‌ای با مقاومت بیشتری همراه است. این موضوع باعث می‌شود که انرژی بیشتری برای شروع خوردگی نیاز باشد و در نتیجه ولتاژ اولیه بالاتر باشد. با این حال، ایجاد زبری روی سطح الکترو همان طور که در شکل ۵-۵ نشان داده شد، فرایند خوردگی را تسهیل کرده و مقاومت سیستم را کاهش می‌دهد؛ بنابراین، زبر کردن سطح الکترو همان طور که در شکل ۶ نشان داده شده است، منجر به کاهش ولتاژ اولیه الکتروهای زبر در مقایسه با الکتروهای صاف می‌شود (Kumar et al., 2023).

تغییرات ولتاژ در طول زمان آزمایش معمولاً به واکنش‌های الکتروشیمیایی درون سلول انعقاد الکتریکی مرتبط هستند که برای سه جنس الکترو استفاده شده در این پژوهش، بر اساس شکل ۶، روند متفاوتی مشاهده شد. سپس به‌عنوان مثال، در الکترو آلومینیوم، با افزایش زمان آزمایش، ولتاژ کاهش می‌یابد (الکترو زبر و الکترو صاف). این پدیده می‌تواند به دلیل تشکیل کمتر لایه غیرفعال بر روی آلومینیوم باشد. همان طور که در شکل ۵-۵ نشان داده شد، میزان لایه غیرفعال‌کننده برای آلومینیوم بسیار کم است؛ بنابراین عملکرد الکترو در طول زمان آزمایش مختل نشده و بعد از گذشت مدتی، مقاومت اولیه فلز الکترو برای خوردگی از بین رفته و کاهش ولتاژ مشاهده می‌شود (Ingelsson et al., 2020).

برای الکتروهای استیل (صاف و زبر) و آهن صاف، در ابتدا کاهش اولیه ولتاژ به دلیل انحلال بیشتر الکترو و کاهش مقاومت سیستم مشاهده شد، پس با گذشت زمان و تشکیل لایه غیرفعال‌کننده، ولتاژ افزایش یافت. این لایه باعث افزایش مقاومت سیستم، اختلال در عملکرد الکتروها و در نهایت افزایش ولتاژ می‌شود. مشابه حالت قبل، در الکترو آهن زبر، ابتدا ولتاژ کاهش پیدا کرد و با تشکیل لایه غیرفعال‌کننده (این الکترو بالاترین مقدار لایه غیرفعال را دارد)، ولتاژ افزایش یافت. در میانه آزمایش، هنگامی که جرم لایه غیرفعال به بیشترین میزان خود رسید، لایه غیرفعال به دلیل ضعف پیوندها و شرایط محیطی از سطح الکترو جدا شد که این موضوع موجب افت قابل توجه ولتاژ شد (Bharti et al., 2023).

الکتروشیمیایی به صورت خوردگی نقطه‌ای^۱ است، هرچه تعداد نقاط نوک تیز بیشتر باشد فرایند خوردگی با سهولت بیشتری انجام می‌شود. پژوهش‌های ال‌ماری و همکاران نیز نشان داد که حضور یون کلر باعث افزایش ناهمواری سطح الکترو و در نهایت منجر به افزایش خوردگی نقطه‌ای می‌شود (Al-Marri et al., 2023).

نمودار شکل ۵-۵ تأثیر جنس و زبری سطح الکتروها را بر میزان انحلال آنها نشان می‌دهد. آهن با مصرف ۰/۳۳۲ گرم، بیشترین میزان انحلال را داشته و زبری سطح آن باعث افزایش ۲۹/۵ درصدی مصرف شده است؛ با این حال این افزایش، تأثیر محسوسی بر کارایی حذف نداشته است. اگرچه آهن کارایی بالایی دارد، اما مصرف بالای آن ممکن است هزینه و پایداری سیستم را کاهش دهد. در مقابل، استیل با مصرف کمتر (۰/۲۸۸ گرم) و کارایی مشابه، گزینه‌ای مناسب‌تر به نظر می‌رسد (Al-Marri et al., 2023).

شکل ۵-۵ نشان می‌دهد که جرم لایه غیرفعال‌کننده که عمدتاً از اکسیدها و هیدروکسیدهای فلزی تشکیل شده، در الکترو آهن بیش از استیل و آلومینیوم است. این لایه‌ها واکنش‌های الکتروشیمیایی را محدود کرده و موجب افت کارایی می‌شوند. آهن به‌ویژه در حالت زبر، تمایل بیشتری به تشکیل این لایه‌ها دارد (۱۳۱ درصد افزایش نسبت به حالت صاف)، در حالی که آلومینیوم با ۰/۰۰۶ گرم، کمترین جرم لایه را دارد. استیل با ۰/۰۲۲ گرم، در حالت زبر ۱۸۲ درصد افزایش را نسبت به صاف نشان داده است. رابطه مستقیم بین کارایی حذف و جرم لایه نشان می‌دهد که الکتروهای با حذف بالاتر، لایه‌های سنگین‌تری تشکیل می‌دهند (Yasri et al., 2022).

۳-۲- تغییرات ولتاژ در الکتروهای مختلف

ولتاژ یکی از مهم‌ترین پارامترهای تأثیرگذار در فرایند انعقاد الکتریکی است که نقش اساسی در کارایی سیستم داشته و همان طور که در معادله ۲ اشاره شد، مؤلفه اصلی برای محاسبه مصرف انرژی است. مقدار ولتاژ ثبت شده در این فرایند تحت تأثیر عوامل متعددی مانند جنس الکترو، کیفیت سطح آن و شرایط شیمیایی محلول قرار دارد (Kumar et al., 2023).

¹ Pitting Corrosion



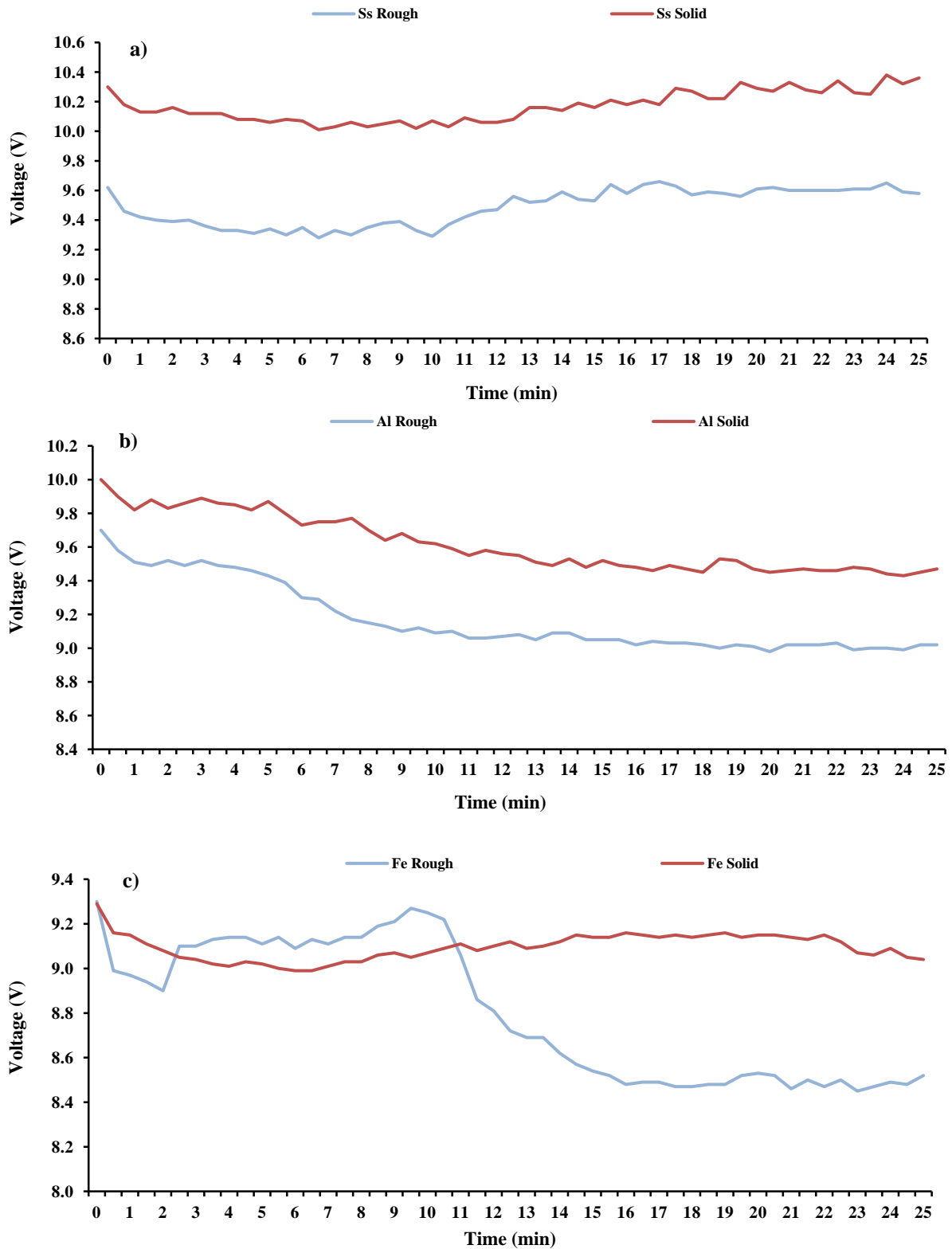


Fig. 6. Voltage trends for different electrode materials: a) Stainless steel, b) Aluminum and c) Iron
 شکل ۶- تغییرات ولتاژ برای الکترودهای مختلف: (a) الکترود استیل ضدزنگ، (b) الکترود آلومینیوم و (c) الکترود آهن



جدول ۳- عملکرد الکترودهای مختلف در مدل‌های متفاوت

Table 3. Different electrode material performance in various models

| Electrode | Removal efficiency (%) | Consumption on energy (Kwh / Kg Cr) | Electrode consumption (%) | Passivation layer (gr) | Roughness effectiveness | | | |
|-----------------|------------------------|-------------------------------------|---------------------------|------------------------|-------------------------|--------------------|-----------------------|-------------------|
| | | | | | Removal efficiency | Energy consumption | Electrode consumption | Passivation layer |
| Stainless steel | 93.875 | 3.892 | 0.31 | 0.042 | Low | High | Low | High |
| Aluminium | 18.6 | 3.596 | 0.1195 | 0.008 | High | Medium | Low | Medium |
| Iron | 96.175 | 3.51 | 0.381 | 0.1075 | Low | Low | High | High |

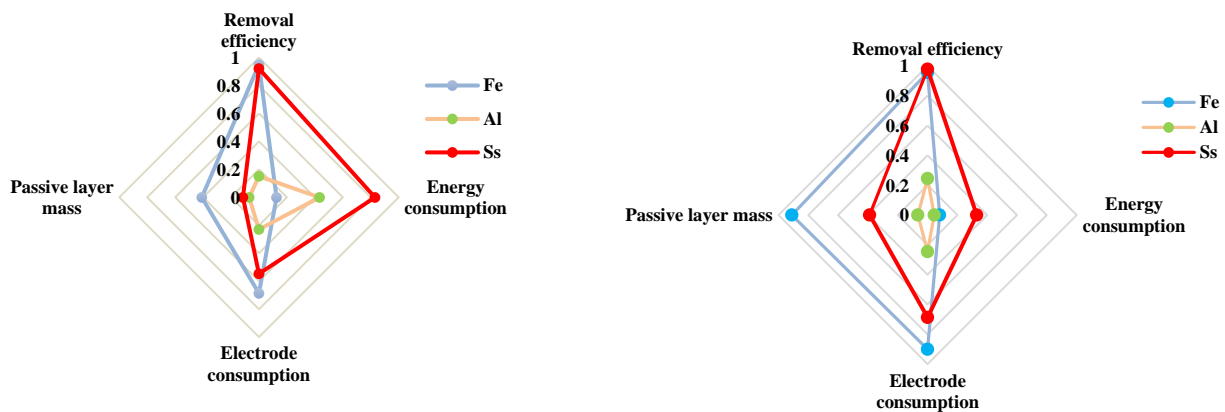


Fig. 7. Electrodes performance in electrocoagulation: a) solid electrode and b) rough electrode

شکل ۷- عملکرد الکترودهای مختلف در فرایند انعقاد الکتریکی (a) الکترودهای صاف و (b) الکترودهای زبر

مصرف شد، اما در استیل و آلومینیوم اثر محسوسی نداشت. شکل ۷ مقایسه نرمال شده پاسخ‌های فرایند را نشان می‌دهد. از نظر کارایی حذف، آهن و استیل عملکرد مشابه و برتری نسبت به آلومینیوم دارند، اما تفاوت آنها در مصرف انرژی مشهود است. استیل انرژی بیشتری مصرف می‌کند و آلومینیوم با کارایی حذف پایین‌تر، باز هم مصرف انرژی بالایی دارد که آن را گزینه‌ای نامناسب برای حذف کروم می‌سازد (Mouedhen et al., 2009).

در مجموع، آهن با کارایی حذف بالا و مصرف انرژی کمتر نسبت به استیل عملکرد بهتری دارد، هرچند در مصرف الکترود و جرم لایه غیرفعال، استیل عملکرد مطلوب‌تری نشان می‌دهد (Zongo et al., 2009).

مقایسه نمودارهای مربوط به الکترودهای صاف و زبر نشان می‌دهد که زبری سطح، تأثیر چشمگیری بر عملکرد الکترودها دارد. در الکترودهای زبر، استیل و آهن همچنان کارایی حذف بالایی دارند، اما زبری سطح باعث افزایش سطح فعال الکترود و بهبود

۳-۳- مقایسه عملکرد الکترودهای مختلف

الکترودهای مختلف عملکرد متفاوتی در حذف کروم دارند. همان‌طور که در شکل ۵ نشان داده شده است، تأثیر پارامتر جنس الکترود نسبت به کیفیت سطح آن در فرایند انعقاد الکتریکی بسیار بیشتر است. به عنوان مثال، تغییر جنس از آهن به آلومینیوم باعث کاهش میانگین ۷۸ درصدی کارایی حذف شده است. با این حال، کیفیت سطح نیز تأثیر قابل توجهی داشته و نمی‌توان آن را نادیده گرفت. برای مقایسه عملکرد جنس الکترودهای مختلف، جدول ۳ با میانگین پاسخ‌های مربوط به الکترودهای زبر و صاف تهیه شد. این جدول نشان می‌دهد که جنس الکترود نقش تعیین‌کننده‌ای در عملکرد فرایند دارد؛ به طوری که تغییر از آلومینیوم به آهن، به ترتیب موجب افزایش ۵/۲، ۳/۲ و ۴/۱۳ برابری کارایی حذف، مصرف الکترود و جرم لایه غیرفعال شده است. با این حال، تأثیر جنس بر مصرف انرژی ناچیز بوده است. همچنین، اثر زبری وابسته به نوع الکترود است؛ به گونه‌ای که در آهن باعث افزایش قابل توجه



شکل ۱۰ ترسیم شده است. جنس مواد الکترودها شامل مراحل مختلفی از جمله استخراج مواد اولیه، فرآوری، تولید و مصرف الکترودها است.

بر اساس شکل ۱۰، در اغلب گروه‌های تأثیر زیست‌محیطی، سهم انرژی الکتریکی مصرفی بیشتر از مواد مصرفی است؛ یافته‌ای که با نتایج پژوهش نیز هم‌خوانی دارد (Choudhary et al., 2024). آنها نشان دادند که مصرف انرژی توسط الکترودها آهن اثر زیادی بر شاخص‌های زیست‌محیطی دارد و با توجه به نوع آلاینده متغیر است. همچنین، در شاخص‌هایی مانند سمیت انسانی و اوتریفیکاسیون، سهم عمده‌ای از تأثیرات مربوط به فرایند تولید و مصرف استیل است (به ترتیب ۷۱ و ۶۸ درصد). با وجود عملکرد مطلوب استیل در حذف آلاینده‌ها، نتایج LCA نشان می‌دهد استفاده از آن ممکن است فشار قابل توجهی به محیط زیست وارد کند و نیازمند ارزیابی دقیق‌تری است. در مجموع می‌توان گفت، بالا بودن سهم انرژی الکتریکی مصرفی در فرایند انعقاد الکتریکی یکی از عوامل اصلی کلیدی بر روی گروه‌های تأثیر زیست‌محیطی است. این موضوع در پژوهش آریانتی و همکاران بررسی شده است و استفاده از منابع تجدیدپذیر انرژی الکتریکی به عنوان یکی از روش‌های بهبود عملکرد زیست‌محیطی فرایند انعقاد الکتریکی معرفی شده است. در ادامه به بررسی و تحلیل آثار زیست‌محیطی هر یک از الکترودهای استفاده شده در فرایند انعقاد الکتریکی پرداخته می‌شود (Aryanti et al., 2024).

کارایی حذف شده است. این افزایش کارایی همراه با افزایش خوردگی الکترودها و جرم لایه غیرفعال‌کننده بوده که برای آهن بیشتر از سایر الکترودها است. این موضوع باعث می‌شود که آهن، با وجود کارایی حذف بالا، هزینه عملیاتی بیشتری برای فرایند به همراه داشته باشد. در مقابل، زبری سطح توانسته مصرف انرژی فرایند را کاهش دهد و از این منظر به عنوان روشی مؤثر برای بهبود کارایی فرایند انعقاد الکتریکی به خصوص برای الکترودها استیل مطرح شود (Yasri et al., 2022).

در نهایت، بررسی‌ها نشان می‌دهد که استیل زبر، می‌تواند به عنوان گزینه‌ای بهینه برای حذف کروم معرفی شود. این الکترودها داشتن کارایی حذف بالا، مصرف انرژی متوسط و همچنین با مصرف الکترودها و جرم لایه غیرفعال‌کننده کمتر نسبت به آهن، گزینه‌ای پایدار و اقتصادی است. در مقایسه با سایر الکترودها، بعد از الکترودها استیل زبر، آهن صاف نیز عملکرد قابل قبولی دارد.

۳-۴- ارزیابی چرخه عمر الکترودهای مختلف

در این پژوهش، برای ارزیابی آثار زیست‌محیطی سناریوهای مختلف از ابزار تحلیل چرخه عمر استفاده شد. بر این اساس، سه سناریوی مختلف بر اساس جنس الکترودها تدوین شده و سهم مشارکت هر سناریو در گروه‌های تأثیر مختلف به صورت درصدی در شکل ۸ نمایش داده شده است. همچنین، به منظور ارائه درکی بهتر از سهم جنس مواد الکترودها و انرژی مصرفی از نتایج شکل ۹،

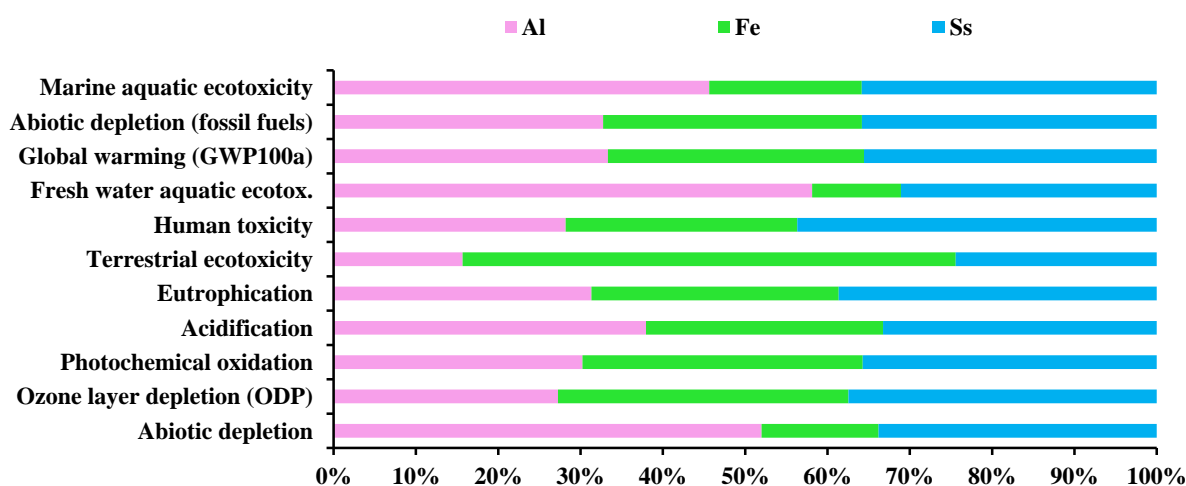


Fig. 8. Contribution of each scenario in impact categories

شکل ۸- مشارکت هر یک از سناریوها در گروه‌های تأثیر



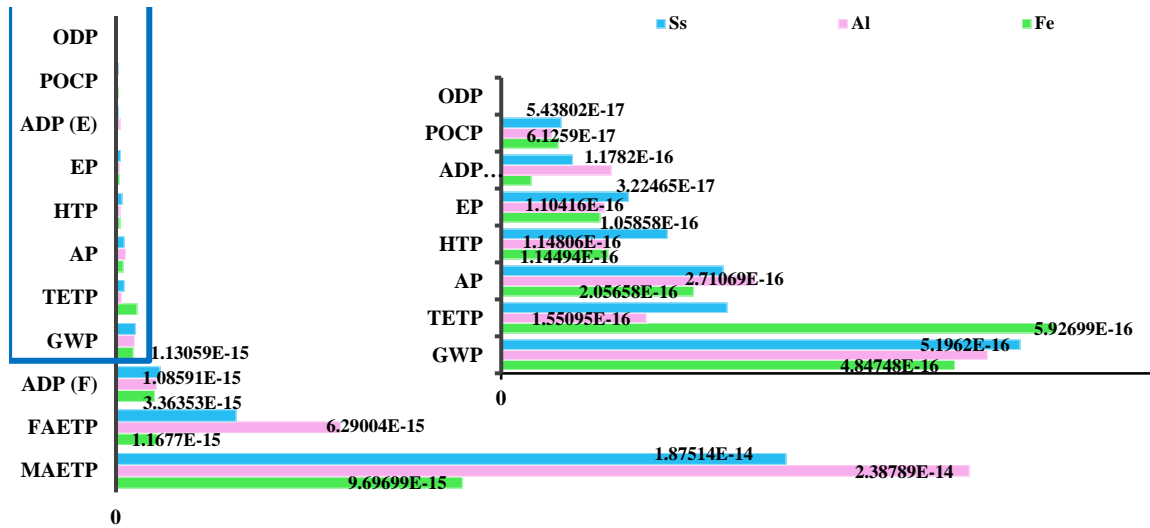


Fig 9. Normalization results for each impact category

شکل ۹- نتایج نرمال شده برای هر یک از گروه تأثیر

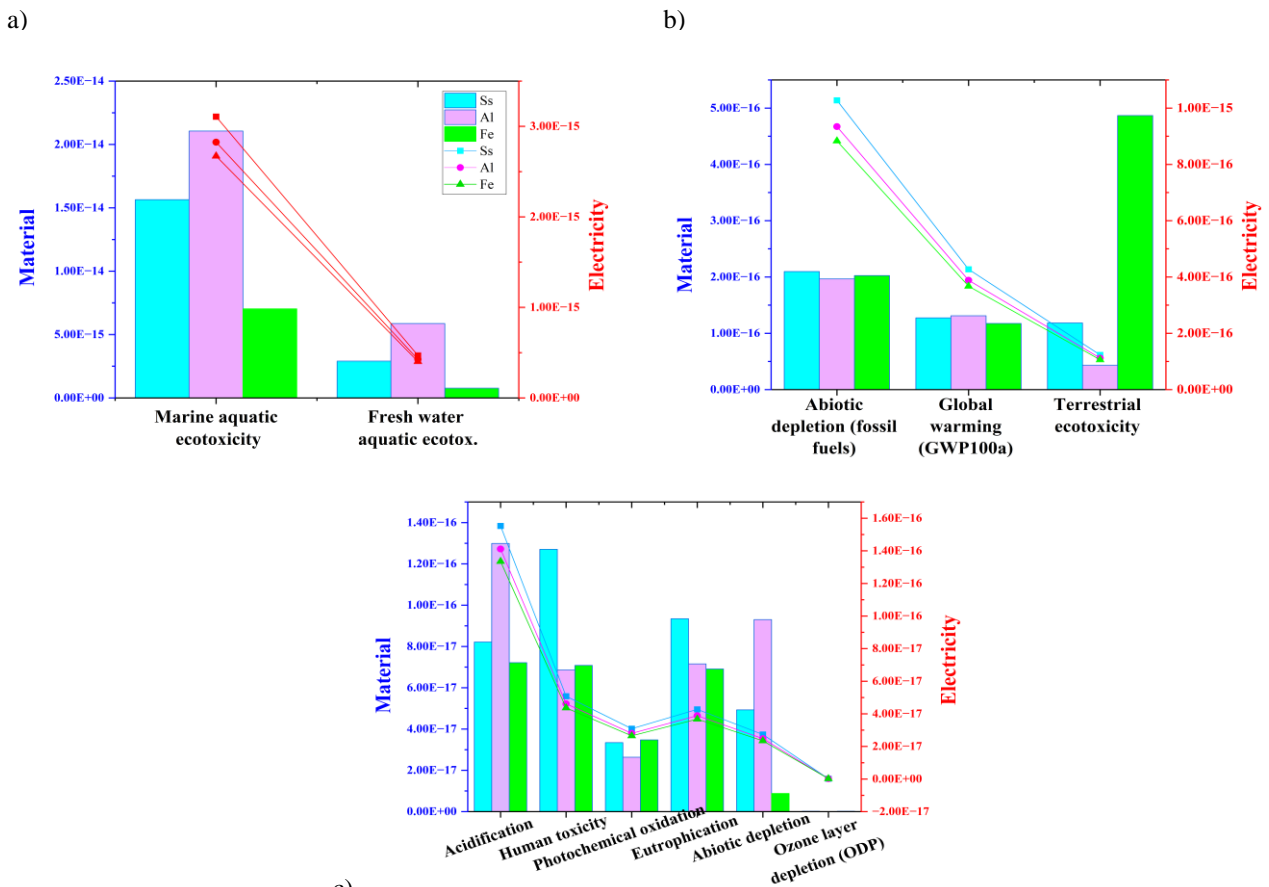


Fig. 10. Contribution of material and energy in impact categories based on the normalisation results: a) MAETP and FAETP, b) ADP (F), GWP, TETP and c) AP, HTP, POCP, EP, ADP (E) and ODP

شکل ۱۰- سهم ماده و انرژی در سناریوهای مختلف در گروه‌های تأثیر بر اساس نتایج نرمال شده: (a) گروه تأثیر MAETP و FAETP.

(b) ADP (F), GWP, TETP و (c) AP, HTP, POCP, EP, ADP (E) و ODP



۳-۴-۱- آثار زیست‌محیطی الکترو استیل ضدزنگ

مطابق نمودار شکل ۸، مشخص می‌شود که الکترو استیل در گروه‌های تأثیر شامل پتانسیل گرمایش جهانی، پتانسیل سمیت برای انسان، پتانسیل اوتریفیکاسیون، پتانسیل اکسیداسیون فوتوشیمیایی و پتانسیل تخریب لایه ازن بیشترین تأثیر را دارد. همچنین، این نمودار نشان می‌دهد که در گروه‌های تأثیر پتانسیل گرمایش جهانی و تخلیه منابع فسیلی، الکترو استیل سهمی معادل ۳۵ درصد از کل تأثیرات در بین سه سناریو را به خود اختصاص داده است. یکی از دلایل این سهم بالا، مصرف بیشتر انرژی الکتریکی توسط الکترو استیل در فرایند انعقاد الکتریکی است که به ترتیب ۷۷ و ۸۳ درصد از تأثیرات را شامل می‌شود. این موضوع به وضوح در نمودار شکل ۱۰ نشان داده شده است. بخش دیگری از تأثیرات زیست‌محیطی الکترو استیل می‌تواند به فرایندهای انرژی‌بر آلیاژسازی آن مرتبط باشد (Liu et al., 2020).

این فرایندها معمولاً با استفاده از سوخت‌های فسیلی همراه هستند که منجر به تخلیه منابع و تولید گازهای گلخانه‌ای می‌شود. علاوه بر این، در آلیاژسازی استیل از فلزاتی مانند کروم، نیکل و مولیبدن استفاده می‌شود که خود باعث افزایش اثرات زیست‌محیطی در گروه‌های تأثیر پتانسیل سمیت برای انسان، پتانسیل اوتریفیکاسیون، پتانسیل اکسیداسیون فوتوشیمیایی و پتانسیل تخریب لایه ازن می‌شود. سهم مشارکت بالای استیل در گروه‌های بیان شده به ترتیب ۴۳، ۳۸، ۳۵ و ۳۷ درصد از تأثیرات کل را به خود اختصاص داده است. با وجود عملکرد مطلوب الکترو استیل در حذف کروم از فاضلاب، تأثیرات زیست‌محیطی ناشی از مصرف این الکترو چالش‌هایی را به همراه دارد. تولید و استفاده از استیل می‌تواند منجر به انتشار آلاینده‌های زیست‌محیطی و افزایش مصرف منابع شود. با این حال، به‌کارگیری استیل بازیافتی می‌تواند این تأثیرات را کاهش داده و پایداری زیست‌محیطی فرایند را بهبود بخشد. این راهکار نه تنها مصرف مواد اولیه را کاهش می‌دهد، بلکه به کاهش ردپای کربنی و هزینه‌های اقتصادی نیز کمک می‌کند.

۳-۴-۲- آثار زیست‌محیطی الکترو آلومینیوم

بر اساس نمودار شکل ۹، آلومینیوم تأثیر بیشتری بر سمیت زیست‌محیطی آب‌های آزاد دارد. در این راستا، ۴۵ درصد از تأثیر این گروه به الکترو آلومینیوم اختصاص یافته است. این تأثیر عمدتاً

به استخراج و فراوری کانی بوکسیت مربوط می‌شود؛ زیرا طبق نمودار شکل ۱۰-a، ۸۸ درصد از تأثیر الکترو آلومینیوم در این گروه ناشی از خود ماده آلومینیوم است و مصرف انرژی الکتریکی در فرایند انعقاد الکتریکی سهم کمی در این تأثیر دارد. فرایند استخراج و فراوری بوکسیت به‌طور گسترده‌ای منجر به تولید و انتشار فلزات سنگین و نشأت شیرابه‌های قلیایی می‌شود. این آلودگی‌ها تأثیرات تجمعی قابل توجهی داشته و تهدیدی جدی برای سلامت و پایداری اکوسیستم‌های دریایی محسوب می‌شوند.

همان طور که در شکل ۱۰-b نشان داده شده است، علی‌رغم اثر زیست‌محیطی کمتر آلومینیوم نسبت به استیل در گروه تأثیر گرمایش جهانی، بررسی‌ها نشان می‌دهد که بیش از ۶۰ درصد از تأثیرات گروه سمیت زیست‌محیطی آب‌های شیرین نیز به الکترو آلومینیوم مربوط است. این موضوع با توجه به فرایندهای استخراج و فراوری بوکسیت به‌خوبی در شکل ۱۰-a نشان داده شده است. علاوه بر این، استخراج منابع بوکسیت تأثیر قابل توجهی بر تخلیه منابع معدنی دارد، به‌طوری‌که آلومینیوم ۵۰ درصد از آثار این گروه را به خود اختصاص داده و ۸۸ درصد از این تأثیر ناشی از فرایندهای استخراج و تولید ماده آلومینیوم است. روش‌های شیمیایی فراوری آلومینیوم تأثیرات قابل توجهی بر پتانسیل اسیدیته محیط بر جای می‌گذارند. این تأثیرات ناشی از فرایندهای خاص مرتبط با استخراج، فراوری و تولید آلومینیوم هستند که در طی آنها ترکیبات و آلاینده‌های شیمیایی با قابلیت افزایش اسیدیته وارد محیط می‌شوند. بر اساس تحلیل‌های انجام شده و مطابق با داده‌های ارائه‌شده در شکل ۸، آلومینیوم ۳۷ درصد در تأثیرات گروه پتانسیل اسیدیته مشارکت دارد. علاوه بر این، بر اساس اطلاعات شکل ۱۰-c، ۵۲ درصد از کل تأثیرات مرتبط با این سناریو مربوط به فرایندهای استخراج و تولید آلومینیوم است. این موضوع نشان می‌دهد که اثرات تجمعی ناشی از فراوری آلومینیوم می‌تواند تأثیر عمیقی بر تغییر ویژگی‌های اسیدی محیط، به‌ویژه در اکوسیستم‌های حساس داشته باشد.

۳-۴-۳- آثار زیست‌محیطی الکترو آهن

الکترو آهن، با وجود مصرف بیشتر مواد در فرایند انعقاد الکتریکی، در تمامی گروه‌های تأثیر بررسی شده، مشارکت کمتری نسبت به دو سناریوی دیگر دارد. این امر عمدتاً به دلیل فرایندهای استخراج و



نیست. از سوی دیگر، استیل اگرچه کارایی بالایی در حذف کروم دارد، اما به دلیل اثرات زیست‌محیطی بالا، انتخاب بهینه‌ای به شمار نمی‌رود. در مقایسه با این دو، الکتروود آهنی هم از نظر عملکرد در تصفیه و هم از نظر پایداری زیست‌محیطی، عملکرد بهتری دارد. انتخاب آهن به‌عنوان الکتروود برتر نشان می‌دهد که در این پژوهش، ارزیابی چرخه عمر به‌عنوان معیار اصلی بهینه‌سازی در نظر گرفته شده و بر کارایی حذف یا سایر شاخص‌های عملکردی اولویت داشته است. در واقع، پایداری محیط‌زیستی و ملاحظات چرخه عمر نقشی کلیدی در انتخاب نهایی داشته‌اند.

۴- نتیجه‌گیری و پیشنهادات

۴-۱- تحلیل و نتیجه‌گیری عملکرد الکتروودهای مختلف این پژوهش

این پژوهش نشان داد که استیل ضدزنگ و آهن، از مؤثرترین مواد الکتروودی برای حذف کروم هستند، به طوری که استیل ضدزنگ عملکرد بهتری نسبت به آهن داشت. تقریباً در کارایی حذف کروم، استیل و آهن عملکرد مشابهی داشتند، در مصرف الکتروود و جرم لایه غیرفعال‌کننده آن استیل به ترتیب ۱۳/۲۵ و ۶۶/۱۵ درصد نسبت به آهن عملکرد بهتری داشت. این در حالی است که استیل مصرف انرژی بیشتری نسبت به آهن داشت.

یکی دیگر از یافته‌های کلیدی این پژوهش، تأثیر مثبت زبری سطح الکتروود بر عملکرد کلی الکتروودها به‌خصوص در استیل بود. زبری سطح الکتروود، مصرف انرژی استیل را ۱۰/۷۴ درصد کاهش داد. این نتیجه نشان‌دهنده اهمیت بهینه‌سازی ویژگی‌های سطح الکتروودها برای افزایش کارایی عملیاتی فرایند انعقاد الکتریکی است. با این حال، ارزیابی چرخه عمر نشان داد که استیل ضدزنگ اثرات زیست‌محیطی بیشتری داشته و انتشار آلاینده‌ها و مصرف منابع آن بالاتر است، به طوری که در ۶ گروه تأثیر از بیشترین مشارکت را نسبت به دو جنس الکتروود دیگر از خود نشان داد.

الکتروود استیل آثار قابل‌ملاحظه‌ای بر روی گروه تأثیرهای HTP، GWP و ADP (F) به ترتیب با ۴۳، ۳۵ و ۳۵ درصد داشته است. از سوی دیگر، آهن به دلیل اثرات زیست‌محیطی کمتر (تنها در یکی از گروه تأثیرها مشارکت بیشتری نسبت به دو جنس الکتروود دیگر داشت)، به‌عنوان گزینه‌ای پایدارتر و سازگار با محیط‌زیست شناخته شد. در حالی که زبری سطح موجب بهبود

فراوری ساده‌تر سنگ آهن در مقایسه با دو الکتروود دیگر است. با این حال، بر اساس نتایج شکل ۸ آهن در گروه تأثیر پتانسیل سمیت زیست‌محیطی خاک با مشارکت ۵۸ درصدی نسبت به دو سناریوی دیگر سهم بزرگتری دارد. آهن، به‌ویژه در خاک‌های اسیدی، به شکل یون‌های محلول آزاد می‌شود که می‌تواند سمیت بیشتری برای موجودات زنده خاکی ایجاد کند. همچنین، تجمع آهن ممکن است دسترسی به عناصر ضروری مانند فسفر را کاهش داده و فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک را مختل کند. با اینکه آهن نسبت به فلزات سنگین مانند سرب سمیت کمتری دارد، مصرف و ورود گسترده آن به محیط‌زیست باعث افزایش تأثیر تجمعی آن می‌شود (Ahangarnokolaei et al., 2021).

با این حال، اگرچه آهن یکی از پرکاربردترین الکتروودها در فرایند انعقاد الکتریکی محسوب می‌شود و بر اساس یافته‌های این پژوهش آثار زیست‌محیطی کمتری نسبت به سایر گزینه‌ها دارد، کاظم و همکاران پیشنهاد کرده‌اند که استفاده از آهن بازیافتی می‌تواند این مزایا را بیشتر تقویت کند. به‌کارگیری آهن بازیافتی نه تنها به کاهش اثرات زیست‌محیطی مرتبط با استخراج و فراوری این فلز کمک می‌کند، بلکه بدون کاهش کارایی حذف فلزات سنگین مانند کروم، پایداری فرایند را افزایش می‌دهد. این رویکرد با تقویت اقتصاد چرخشی و کاهش وابستگی به منابع اولیه، گامی مهم برای تحقق اهداف توسعه پایدار در حوزه تصفیه فاضلاب محسوب می‌شود (Kazim et al., 2024).

جدول ۴ نشان می‌دهد که استیل بیشترین اثر تجمعی زیست‌محیطی را نسبت به آهن و آلومینیوم دارد. علت اصلی این امر، فرایندهای انرژی‌بر آلیاژسازی و استفاده از فلزات سنگین مانند نیکل و کروم در تولید آن است که منجر به افزایش پتانسیل گرمایش جهانی و سایر پیامدهای زیست‌محیطی می‌شود. در مقابل، آهن به دلیل نیاز کمتر به فراوری شیمیایی و عدم استفاده از فلزات سنگین، اثر زیست‌محیطی کمتری دارد. آلومینیوم نیز اگرچه فاقد فلزات سنگین است، اما فراوری پیچیده آن از بوکسیت و وابستگی به سوخت‌های فسیلی، آن را به منبعی با پتانسیل بالای آلودگی منابع آبی تبدیل می‌کند.

نتایج سه سناریوی بررسی‌شده در این پژوهش نشان می‌دهد که آلومینیوم، با وجود بار زیست‌محیطی قابل‌توجه و کارایی پایین در حذف کروم، گزینه مناسبی برای استفاده در فرایند انعقاد الکتریکی



جدول ۴- ارزیابی اثر زیست‌محیطی الکترودهای مختلف

Table 4. Environmental impact assessment of different electrode material

| Electrode material | GWP | | | FAETP | | Overall environmental impact |
|--------------------|----------------------|-------------|--------|------------------------|--------|------------------------------|
| | ADP (F) HTP EP | POCP ODP | TETP | MAETP AP ADP (E) | | |
| Stainless steel | High | High | Medium | Medium | High | |
| Aluminium | Medium | Low | Low | High | Medium | |
| Iron | Low | Medium | High | Low | Low | |

۳-۴- محدودیت‌ها و پیشنهادات

با توجه به اینکه این پژوهش در محیط آزمایشگاهی و با تجهیزات مربوطه انجام شد، محدودیت‌هایی نیز دارد. به دلیل محدودیت منبع تغذیه که حداکثر توانایی اندازه‌گیری ۳۰ ولت را داشت، بررسی شدت جریان‌های بیش از ۱/۴ آمپر امکان‌پذیر نبود. این موضوع می‌تواند بر بهینه‌سازی شرایط عملیاتی تأثیر گذاشته و دامنه بررسی‌های این پژوهش را محدود کند. همچنین، آزمایش‌ها در مقیاس آزمایشگاهی و با استفاده از محلول سینتیک انجام شدند که ممکن است با ترکیب پیچیده فاضلاب‌های صنعتی واقعی تفاوت داشته باشد. علاوه بر این، به دلیل بوی بسیار نامطبوع لجن خشک شده، امکان تحلیل دقیق ویژگی‌های لجن تولیدی در این پژوهش فراهم نشد که این موضوع می‌تواند در بررسی جامع‌تر پایداری فرایند تأثیرگذار باشد. از دیگر محدودیت‌ها می‌توان به بررسی نکردن اثرات طولانی‌مدت زبری سطح الکترود بر عملکرد و دوام آن اشاره کرد.

با توجه به این محدودیت‌ها، پژوهش‌های آینده می‌توانند به جنبه‌های زیر بپردازند:

- بررسی شدت جریان‌های بالاتر: استفاده از منبع تغذیه‌های با توان بیشتر برای بررسی عملکرد الکترودها و مقایسه ارزیابی چرخه عمر باحالت شدت جریان کم.
- آزمایش در شرایط واقعی: بررسی عملکرد الکترودها در تصفیه فاضلاب‌های صنعتی واقعی با ترکیبات پیچیده‌تر.
- تحلیل دقیق‌تر لجن تولیدی: بررسی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی لجن و امکان بازیافت یا کاهش آن در فرایند انعقاد الکتریکی.

عملکرد استیل صاف، به‌ویژه در کاهش مصرف انرژی شد و این الکترود را به گزینه‌ای با بهترین کارایی برای حذف کروم تبدیل کرد، اما از نظر پایداری زیست‌محیطی نسبت به آهن در سطح پایین‌تری قرار داشت.

۲-۴- کاربردپذیری صنعتی و امکان‌سنجی عملیاتی نتایج پژوهش

این پژوهش نشان داد که فرایند انعقاد الکتریکی با شرایط بهینه شده می‌تواند به عنوان روشی مؤثر و قابل اتکا برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی حاوی فلزات سنگین مانند کروم استفاده شود. استفاده از الکترود آهن به عنوان بهترین و کم‌هزینه‌ترین گزینه، همراه با سادگی فرایند و عدم نیاز به مواد شیمیایی، این روش را برای مقیاس عملیاتی مناسب می‌کند.

بررسی پارامترهایی همچون کارایی حذف، مصرف انرژی و الکترود و لایه غیرفعال‌کننده، دید جامعی از پایداری و هزینه‌های فرایند ارائه می‌دهد. همچنین بهینه‌سازی مصرف الکترود و کنترل لایه‌های غیرفعال‌کننده که بر عمر تجهیزات تأثیر می‌گذارد، از نکات مهم این پژوهش بود.

نتایج نشان داد که الکترود آلومینیومی با مصرف کمتر انرژی و لایه غیرفعال‌کننده کمتر، گزینه‌ای مناسب برای سیستم‌های با نیاز به نگهداری پایین است. انتخاب جنس مناسب و طراحی بهینه الکترودها می‌تواند هزینه‌های نگهداری را کاهش دهد. این یافته‌ها در مقیاس عملیاتی قابل استفاده‌اند و می‌توانند راهنمایی برای انتخاب نوع الکترود در تصفیه‌خانه‌های صنعتی باشند.



- بررسی تأثیر دیگر متغیرهای عملیاتی: بررسی تأثیر پارامترهایی مانند فاصله الکترودها، نوع منبع تغذیه (مستقیم یا پالسی) و تأثیر آنها بر کارایی حذف و مصرف انرژی.
 - ارزیابی اثرات زیست محیطی دیگر جنبه‌های فرایند انعقاد الکتریکی: ارزیابی اثرات زیست محیطی با در نظر گرفتن مواد شیمیایی و لجن تولیدی.
- ۵- قدردانی**
- نویسندگان، از مساعدت دانشگاه امیرکبیر و دانشکده عمران و محیط زیست، به خصوص مسئولین محترم آزمایشگاه محیط زیست کمال تشکر و قدردانی را دارند.

References

- Ahangarnokolaei, M. A., Attarian, P., Ayati, B., Ganjidoust, H. and Rizzo, L., 2021. Life cycle assessment of sequential and simultaneous combination of electrocoagulation and ozonation for textile wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 106251. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106251>.
- Al-Marri, J. S., Abouedwan, A. B., Ahmad, M. I. and Bensalah, N., 2023. Electrocoagulation using aluminum electrodes as a sustainable and economic method for the removal of kinetic hydrate inhibitor (polyvinyl pyrrolidone) from produced wastewaters. *Frontiers in Water*, 5, 1305347. <https://doi.org/10.3389/frwa.2023.1305347>.
- Aryanti, P. T. P., Nugroho, F. A., Phalakornkule, C. and Kadier, A., 2024. Energy efficiency in electrocoagulation processes for sustainable water and wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 114124. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114124>.
- Bharti, M., Das, P. P. and Purkait, M. K., 2023. A review on the treatment of water and wastewater by electrocoagulation process: advances and emerging applications. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11, 111558. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111558>.
- Choudhary, V., Goyal, H., Varma, A. K., Shankar, R., Chakma, S. Malviya, P. et al., 2024. Life cycle assessment (LCA) of the lead, chromium, and cadmium removal from water through electrocoagulation. *Materials Today: Proceedings*, 111, 8-14. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.08.297>.
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S. et al., 2013. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. *Water Research*, 47, 5480-5492. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.049>.
- Costigan, E., Wu, S., Eckelman, M., Fernandez, L., Mueller, A., Alshawabkeh, A. et al., 2025. Chromium removal from concentrated ammonium-nitrate solution: electrocoagulation with iron in a plug-flow reactor. *Separation and Purification Technology*, 354, 129353. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.129353>.
- Ecoinvent, 2022. Ecoinvent Version 3.8 [Online]. *Ecoinvent: Ecoinvent*. [\[Link\]](#)
- Goyal, H. and Mondal, P., 2022. Life cycle assessment (LCA) of the arsenic and fluoride removal from groundwater through adsorption and electrocoagulation: a comparative study. *Chemosphere*, 304, 135243. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135243>.
- Guinée, J. B., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*, Springer Netherlands. [\[Link\]](#)
- Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P. et al., 2017. Electrocoagulation process in water treatment: a review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404, 1-21. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>.
- Ingelsson, M., Yasri, N. and Roberts, E. P., 2020. Electrode passivation, faradaic efficiency, and performance enhancement strategies in electrocoagulation-a review. *Water Research*, 187, 116433. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116433>.
- ISO 14040: *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*. *Waste Management for the Food Industries*, Elsevier Pub. Greece. [\[Link\]](#)



- Kazim, H., Sabri, M., Al-Othman, A. and Tawalbeh, M., 2024. Utilizing scrap metals in electrocoagulation: revolutionizing water treatment with AI applications for enhanced resource recovery. *Journal of Resource Recovery*, 2. <https://doi.org/10.61186/jrr.2405.1024>.
- Kumar, A. and Basu, D., 2023. Parametric optimization of hexavalent chromium removal by electrocoagulation technology with vertical rotating cylindrical aluminum electrodes using Taguchi and ANN model. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 21, 255-275. <https://doi.org/10.1007/s40201-023-00859-w>.
- Kumar, M., Maurya, N. S., Singh, A. and Rai, M. K., 2023. Efficient removal of Cr (VI) from aqueous solution by using tannery by-product (Buffing Dust). *Heliyon*, 9. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15038>.
- Li, G., Zheng, B., Zhang, W., Liu, Q., Li, M. and Zhang, H., 2024. Phosphate removal efficiency and life cycle assessment of different anode materials in electrocoagulation treatment of wastewater. *Sustainability*, 16, 3836. <https://doi.org/10.3390/su16093836>.
- Liu, H., Li, Q., Li, G. and Ding, R., 2020. Life cycle assessment of environmental impact of steelmaking process. *Complexity*, 2020, 8863941. <https://doi.org/10.1155/2020/8863941>.
- Maćerak, A. L., Duduković, N., Kiss, F., Slijepčević, N., Pešić, V., Bečelić-Tomin, M. et al., 2024. Electrocoagulation in treatment of municipal wastewater—life cycle impact assessment. *Chemosphere*, 355, 141701. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141701>.
- Mouedhen, G., Feki, M., De Petris-Wery, M. and Ayedi, H., 2009. Electrochemical removal of Cr (VI) from aqueous media using iron and aluminum as electrode materials: towards a better understanding of the involved phenomena. *Journal of Hazardous Materials*, 168, 983-991. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.117>.
- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M. and Al-Marri, M. J., 2017. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24-41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>.
- Nidheesh, P. and Singh, T. A., 2017. Arsenic removal by electrocoagulation process: recent trends and removal mechanism. *Chemosphere*, 181, 418-432. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.082>.
- Rezaei, A., Hosseini, H., Massoubeygi, H. and Darvishi Cheshmeh Soltani, R., 2013. Feasibility of Cr (VI) removal from aqueous solution using electrochemical bipolar aluminum electrodes. *Journal of Water and Wastewater*, 24(2), 123-128. (In Persian). [\[Link\]](#)
- Rybaczewska-Błazejowska, M. and Jezierski, D., 2024. Comparison of ReCiPe 2016, ILCD 2011, CML-IA baseline and IMPACT 2002+ LCIA methods: a case study based on the electricity consumption mix in Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 29, 1799-1817. <https://doi.org/10.1007/s11367-024-02326-6>.
- Safwat, S. M., Mohamed, N. Y. and El-Seddik, M. M., 2023. Performance evaluation and life cycle assessment of electrocoagulation process for manganese removal from wastewater using titanium electrodes. *Journal of Environmental Management*, 328, 116967. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116967>.
- Yasri, N. G., Ingelsson, M., Nightingale, M., Jaggi, A., Dejak, M., Kryst, K. et al., 2022. Investigation of electrode passivation during electrocoagulation treatment with aluminum electrodes for high silica content produced water. *Water Science and Technology*, 85, 925-942. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.012>.
- Zongo, I., Leclerc, J. P., Maïga, H. A., Wéthé, J. and Lapicque, F., 2009. Removal of hexavalent chromium from industrial wastewater by electrocoagulation: a comprehensive comparison of aluminium and iron electrodes. *Separation and Purification Technology*, 66, 159-166. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.11.012>.

