Iranian Journal of Soil and Water Research ISNN: 2423-7833
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

# Integrating Bioremediation and Microbial Fuel Cell Technologies: The Role of Soil Microbial Communities In Contaminant Degradation and Bioelectricity Generation

**Shayan Shariati** [1] | **Hadi Mosayeb Zade** [2] | **Hamid Moghimi** [3]
1. Corresponding Author, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran. E-mail: shayan_shariati@ut.ac.ir
2. Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran. E-mail: hadi.mosayebzade@ut.ac.ir
3. Department of Microbial Biotechnology, School of Biology, College of Science, University of Tehran, Tehran, Iran. E-mail: hmoghimi@ut.ac.ir

## Article Info

**Article type:** Review Article

**Article history:**

**Received:** Nov. 15, 2025

**Revised:** Jan. 28, 2026

**Accepted:** Jan. 10, 2026

**Published online:** March. 2026

**Keywords**:
Bioremediation
Green energy production
Microbial fuel cell (MFC)
Organic and inorganic contaminants
Soil and water pollution

With growing global concerns about soil and water pollution and the escalating impacts of climate change, there is an urgent need for innovative technologies capable of simultaneously achieving bioremediation and clean energy generation. Microbial fuel cells (MFCs) and their sediment- or soil-based variants (SMFCs) have emerged as promising bioelectrochemical systems that convert the chemical energy of organic matter into electrical energy through the metabolic activity of electrogenic microorganisms, while concurrently degrading resistant pollutants. Microbial communities residing in sediments and soil layers, particularly those forming anodic biofilms, play a crucial role in system performance by facilitating direct and mediated electron transfer. However, the open and dynamic nature of SMFC environments leads to complex microbial succession, influencing the electrochemical stability and long-term efficiency of the system. Despite significant progress, challenges such as limited diversity of efficient electroactive species, competition between non-electrogenic and electrogenic microorganisms, and biofilm instability continue to restrict large-scale deployment. This review focuses on the microbial and electrochemical aspects of MFCs and SMFCs, discussing electron transfer mechanisms, microbial community dynamics in anodic and cathodic zones, and the influence of electrochemical parameters on system performance. Future perspectives include the development of engineered microbial consortia with complementary functionalities, integration of biostimulation strategies to regulate microbial succession, and optimization of operational conditions to enhance both power generation and bioremediation efficiency. The insights presented in this review may facilitate the design of more sustainable and efficient systems for environmental management and renewable energy production.

Cite this article: Shariati, S., Mosayeb Zade, H., & Moghimi, H. (2026). Integrating Bioremediation and Microbial Fuel Cell Technologies: The Role of Soil Microbial Communities in Contaminant Degradation and Bioelectricity Generation, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 57 (1),
© The Author(s).
Publisher: University of Tehran Press.
DOI:

# EXTENDED ABSTRACT

**Aim**

In response to growing global concerns over environmental degradation and soil contamination, as well as the urgent need for sustainable energy alternatives, this study aims to provide a comprehensive understanding of the bioelectrochemical mechanisms governing soil microbial fuel cells (SMFCs). These systems offer a dual-function strategy for simultaneous soil bioremediation and renewable bioelectricity generation. By integrating recent advances in electroactive microbial communities, electron transfer pathways, and system optimization strategies, this work investigates the dynamic interactions between microbial processes and environmental factors influencing SMFC performance. Furthermore, it critically evaluates key technological challenges, including scalability, long-term operational stability, and adaptability to variable environmental conditions. Ultimately, the study seeks to bridge existing knowledge gaps and enhance the practical potential of SMFCs as a sustainable solution to contemporary environmental and energy challenges.

**Method**

In this study, a detailed literature review was conducted on scientific papers and technical reports published between 1996 and 2025. All sources were collected from reputable databases and publishers such as Google, Google Scholar, SID, CAS, ScienceDirect, Elsevier, Springer, Frontiers, Nature, MDPI, and other leading scientific repositories. A total of 179 publications were reviewed, including 23 from 2023–2025, 67 from 2020–2022, 64 from 2014–2019, 9 from 2010–2013, and 16 from 1996–2009. This distribution reflects a balanced integration of foundational and recent research, ensuring both historical depth and contemporary relevance. The analysis followed a multi-pronged approach emphasizing the novelty, reliability, and methodological rigor of the reviewed works to identify trends, gaps, and future research directions.

**Data Collection:**

Data were collected from peer-reviewed journals, conference papers, and technical reports accessed through trusted databases and publishers such as Google Scholar, ScienceDirect, CAS, SID, Elsevier, Springer, Frontiers, Nature, and MDPI. The selection emphasized high-impact and methodologically sound studies relevant to the research scope. To ensure accuracy and recency, publications from 2020–2025 were prioritized, while key earlier works were included to provide conceptual grounding. This systematic process ensured comprehensive and reliable coverage of the field.

**Findings**

This review demonstrates that microbial fuel cells (MFCs), particularly soil microbial fuel cells (SMFCs), offer a promising bioelectrochemical platform for concurrent soil bioremediation and sustainable bioelectricity generation. The key findings are summarized below:

**Microbial and Electrochemical Mechanisms**: Electroactive microorganisms (EAMs) are central to the bioelectrochemical performance of microbial fuel cells (MFCs). Species including *Geobacter*, *Shewanella*, *Pseudomonas*, *Clostridium*, *Desulfobulbus*, *Rhodoferax*, and *Bacillus* can transfer electrons generated from the oxidation of primarily organic (and occasionally inorganic) substrates to extracellular electron acceptors, such as electrodes. This process, known as extracellular electron transfer (EET), underpins the conversion of chemical energy into electrical energy in MFCs.

EET in microbial systems occurs through two principal mechanisms:

**Direct Electron Transfer (DET)**: Electrons are transferred directly from the microbial cell to the anode through outer-membrane c-type cytochromes, conductive pili (nanowires), or membrane-bound redox proteins. Notable examples include *Geobacter sulfurreducens* and *Shewanella oneidensis*, which utilize conductive appendages and surface cytochromes (e.g., OmcZ, MtrC, and OmcA) to enable efficient charge transfer over micrometer-scale distances.

**Mediated Electron Transfer (MET)**: Certain microorganisms secrete soluble redox mediators—such as flavins, quinones, phenazines, or humic substances—that shuttle electrons between the cell and electrode. For example, Pseudomonas aeruginosa produces pyocyanin and phenazine-1-carboxamide, enhancing anodic conductivity.

In addition, syntrophic interactions within mixed consortia sustain continuous electron flow and redox balance. Fermentative bacteria (e.g., *Clostridium*, *Bacteroides*) hydrolyze complex organics into low-molecular-weight metabolites (e.g., acetate, formate), which serve as substrates for EAMs (e.g., *Geobacter*, *Desulfobulbus*). This interdependence enhances substrate utilization, stabilizes anodic biofilms, and improves long-term bioelectrochemical performance and system resilience.

**Environmental and Operational Factors**: The performance of microbial fuel cells (MFCs), particularly SMFCs, is governed by several environmental and operational parameters that regulate microbial metabolism, biofilm activity, and electrochemical efficiency. Key factors include:

**pH**: Optimal operation occurs at a near-neutral pH of 6.5–7.5, where microbial activity and electron transfer reach their highest efficiency. At around pH 6.5, systems have achieved up to 99% Cr(VI) and 78% p-chlorophenol removal, with voltage outputs near 540 mV and power densities of approximately 25 mW/m². Deviations from this range reduce biofilm stability and energy output.

**Temperature**: This parameter critically controls microbial metabolism and reaction kinetics. The mesophilic range (25–35 °C) supports peak energy generation and pollutant degradation. Extreme temperatures weaken microbial activity, destabilize anodic biofilms, and compromise long-term efficiency.

**External Resistance**: The balance between external and internal resistance determines the overall electrical performance of microbial fuel cells. The highest power output is typically achieved when the external resistance ($R_{ext}$) approximately equals the internal resistance ($R_{int}$). However, improper resistance adjustment can lead to significant power losses and inefficient energy recovery.

**Electrode Material and Structure**: Electrode composition and morphology significantly affect electron transfer, microbial attachment, and system stability. Materials such as graphite felt, carbon cloth, and CNT composites offer high surface area, good conductivity, and excellent biocompatibility. Enhancing surface roughness and mechanical strength increases microbial adhesion and improves both current generation and pollutant removal efficiency.

**Proton Exchange Membrane (PEM) and pH Gradients**: Efficient proton transport through the proton exchange membrane is essential for maintaining charge balance and stable electrochemical performance. The PEM enables protons produced in the anode to migrate toward the cathode, where they react with electrons and oxygen to form water. Limited proton transfer causes pH imbalances—acidification in the anode and alkalization in the cathode—reducing system output. Maintaining a neutral anodic pH (~7) enhances proton conductivity, biofilm growth, and overall stability.

**Substrate Concentration:** Substrate type and load directly influence microbial oxidation rates and current generation. Moderate concentrations of easily degradable substrates (e.g., acetate, glucose) sustain consistent power output and pollutant degradation. Excessive substrate levels can inhibit microbial activity, while low concentrations limit electron flow and energy recovery.

**Bioremediation Efficiency**: Soil-based microbial fuel cells (SMFCs) demonstrate remarkable dual functionality, achieving efficient soil bioremediation while generating bioelectric energy. The integrated oxidation–reduction reactions mediated by electroactive microorganisms enable simultaneous degradation of organic pollutants and reduction of heavy metals.

**Organic Contaminants**: SMFCs effectively degrade complex hydrocarbons such as PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons), TPHs (total petroleum hydrocarbons), antibiotics, and resistant pesticides, achieving 60–95% removal efficiency while simultaneously generating 20–80 mW/m² of power. Enhanced microbial enrichment near the anode promotes oxidative degradation, facilitated by electroactive species like *Geobacter*, *Desulfobulbus*, *Pseudomonas*, and *Clostridium*. The bioelectric current accelerates oxidation–reduction kinetics, improving pollutant mineralization without the need for external energy input.

**Emerging contaminants**: Recent SMFC configurations show promising results in removing phthalates (DMP, DEHP) and mixed contaminants. Microbial communities enriched with *Geobacter* and *Pseudomonas* enhance electron transfer and biodegradation pathways. Synergistic consortia of fungi and bacteria (e.g., *Aspergillus–Glutamicibacter* systems) further improve removal efficiencies through enzymatic and biosurfactant-assisted mechanisms, enhancing the bioavailability of hydrophobic pollutants.

**Heavy Metals**: Reduction of metals including Cr(VI), Pb(II), Cu(II), and Zn(II) primarily occurs at the cathodic zone through redox reactions where metal ions act as terminal electron acceptors. Migration of positively charged metal ions toward the cathode under the induced electric field enhances recovery efficiency. Typical results show 40–70% decreases in metal concentrations in soil and plant tissues after SMFC operation.

## Conclusion

This review highlights the remarkable potential of soil-based microbial fuel cells (SMFCs) as dual function bioelectrochemical systems capable of simultaneously generating renewable electricity and remediating contaminated soils. By employing diverse microbial consortia—including both native and engineered electrogenic species—and utilizing a broad spectrum of organic and inorganic substrates, such as environmental pollutants or co-substrates, SMFCs can operate autonomously, requiring no external energy input or complex maintenance. Under optimized conditions, these systems have demonstrated power densities of up to 334 W/m² and removal efficiencies exceeding 90% for persistent organic contaminants (e.g., hydrocarbons and antibiotics) as well as for heavy metals including Cr(VI), Pb(II), Cu(II), and Zn(II).

The self-sustaining operation of SMFCs further enables their use as self-powered biosensors for real-time monitoring of soil quality and redox dynamics. Despite notable progress, several challenges persist—particularly environmental optimization, high internal resistance, and limited long-term stability. Addressing these limitations requires interdisciplinary advances focused on the isolation of novel electrogenic microorganisms, enhancement of extracellular electron-transfer (EET) mechanisms, and engineering of syntrophic biofilm networks to improve both electrochemical performance and pollutant degradation efficiency.

Future research should emphasize the integration of bio-stimulation and bio-augmentation strategies, the development of cost-effective and sustainable electrode and membrane materials, and the scaling-up of SMFC configurations under realistic field conditions. Overall, SMFCs represent a sustainable and eco-efficient technology that bridges clean-energy generation with soil-ecosystem restoration, offering a promising pathway toward global environmental resilience and sustainable development.

**Authors Contribution**

"Conceptualization, Shayan Shariati, Hadi Mosayeb Zade, Hamid Moghimi; Methodology, Shayan Shariati, Hadi Mosayeb Zade, Hamid Moghimi; Data curation, Shayan Shariati, Hadi Mosayeb Zade; Writing—original draft preparation, Shayan Shariati, Hadi Mosayeb Zade; Funding acquisition and project administration, Shayan Shariati; Visualization, Shayan Shariati, Hadi Mosayeb Zade; Results Interpretation, Shayan Shariati, Hamid Moghimi; Review and Editing, Final report review, Shayan Shariati, Hamid Moghimi." All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Data Availability Statement**

Data will be available based on request from the authors.

**Ethical considerations**

The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

**Conflict of interest**

The author declares no conflict of interest.

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۷، شماره ۱ شاپا: ۲۴۲۳-۷۸۳۳
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

# ادغام زیست‌پالایی و فناوری پیل سوختی میکروبی: نقش میکروارگانیسم‌های خاک در تجزیه آلاینده‌ها و تولید زیستی الکتریسیته

**شایان شریعتی۱ ✉| هادی مسیب زاده۲ |حمید مقیمی۳**

۱. نویسنده مسئول، گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. رایانامه: shayan_shariati@ut.ac.ir

۲. گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.رایانامه: hadi.mosayebzade@ut.ac.ir

۳. گروه میکروبیولوژی، دانشکده زیست شناسی دانشگاه تهران، تهران، ایران. رایانامه: hmoghimi@ut.ac.ir

## اطلاعات مقاله

**نوع مقاله:** مقالهٔ مروری

**تاریخ دریافت:** ۱۴۰۴/۸/۲۴
**تاریخ بازنگری:** ۱۴۰۴/۱۰/۳۰
**تاریخ پذیرش:** ۱۴۰۴/۱۱/۸
**تاریخ انتشار:** فروردین ۱۴۰۵

**واژه‌های کلیدی:**
آلودگی خاک و آب،
آلاینده‌های آلی و معدنی،
تولید انرژی سبز،
سلول سوختی میکروبی،
زیست‌پالایی

## چکیده

با تشدید نگرانی‌های جهانی پیرامون آلودگی آب و خاک و پیامدهای فزاینده تغییرات اقلیمی، نیاز به فناوری‌های نوینی که بتوانند به‌طور هم‌زمان زیست‌پالایی آلاینده‌ها و تولید انرژی پاک را محقق سازند، بیش از پیش احساس می‌شود. در این میان، پیل‌های سوختی میکروبی ( (MFCsو گونه‌های خاکی رسوبی آن‌ها ( (SMFCsبه‌عنوان سامانه‌های زیست‌الکتروشیمیایی نوظهور مطرح شده‌اند که قادرند انرژی شیمیایی مواد آلی را از طریق فعالیت متابولیکی میکروارگانیسم‌های الکتروژن، به جریان الکتریکی تبدیل کنند و هم‌زمان در تجزیه و حذف آلاینده‌های مقاوم نقش داشته باشند. جوامع میکروبی مستقر در رسوبات و لایه‌های خاکی، به‌ویژه از طریق تشکیل زیست‌لایه‌های آندی و تسهیل انتقال مستقیم یا واسطه‌ای الکترون، نقشی تعیین‌کننده در عملکرد و کارایی این سامانه‌ها ایفا می‌کنند. با این حال، ماهیت باز و دینامیک محیط‌های عملیاتی SMFCs منجر به توالی اکولوژیکی میکروبی می‌شود که می‌تواند پایداری الکتروشیمیایی و بازده بلندمدت سامانه را تحت تأثیر قرار دهد. علی‌رغم پیشرفت‌های قابل توجه در این حوزه، محدودیت در تنوع گونه‌های الکتروژن کارآمد، رقابت میان میکروارگانیسم‌های الکتروژن و غیرالکتروژن، و چالش‌های مرتبط با پایداری زیست‌لایه‌ها همچنان از موانع اصلی توسعه و به‌کارگیری این فناوری‌ها در مقیاس صنعتی به شمار می‌روند. این مقاله مروری با تمرکز بر جنبه‌های میکروبی و الکتروشیمیایی پیل‌های سوختی میکروبی و انواع مبتنی بر خاک و رسوب آن‌ها، به بررسی سازوکارهای انتقال الکترون، پویایی جوامع میکروبی در نواحی آندی و کاتدی، و تأثیر پارامترهای الکتروشیمیایی بر عملکرد سامانه می‌پردازد. افزون بر این، چشم‌اندازهای آینده شامل توسعه کنسرسیوم‌های میکروبی مهندسی‌شده با عملکردهای مکمل، به‌کارگیری راهبردهای تحریک زیستی برای تنظیم جانشینی میکروبی، و بهینه‌سازی شرایط عملیاتی به‌منظور افزایش هم‌زمان بازده تولید برق و کارایی زیست‌پالایی مورد بحث قرار می‌گیرد. یافته‌های این مرور می‌تواند زمینه‌ساز طراحی سامانه‌هایی پایدارتر و کارآمدتر برای مدیریت محیط‌زیست و تولید انرژی‌های تجدیدپذیر باشد.

استناد: شریعتی، شایان؛ مسیب‌زاده، هادی و مقیمی، حمید (1405). ادغام زیست‌پالایی و فناوری پیل سوختی میکروبی: نقش میکروارگانیسم‌های خاک در تجزیه آلاینده‌ها و تولید زیستی الکتریسیته. *مجله تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۷ (۱)،

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

© نویسندگان.

DOI:

## مقدمه

از آغاز قرن بیست و یکم، شتاب فزاینده صنعتی‌شدن و گسترش شهرنشینی به‌طور چشمگیری طیف وسیعی از چالش‌های زیست‌محیطی شامل آلودگی هوا، آب، خاک و آلودگی صوتی را تشدید کرده است؛ چالش‌هایی که نگرانی‌های گسترده‌ای را در مورد پیامدهای بهداشتی و اثرات آن‌ها بر سلامت عمومی برانگیخته‌اند (Du & Liu, 2024; Ma et al., 2024; Salman & Hasar, 2023; Yang et al., 2023)؛ در این میان نیز، تداوم اتکای جهانی به سوخت‌های فسیلی از اوایل دهه ۲۰۰۰ تاکنون منجر به افزایش حدود ۴۰ درصدی غلظت $CO_2$ اتمسفری شده است که ضرورت فوری گذار به راهکارهای انرژی کم‌کربن و پایدار را برجسته می‌سازد (Guadarrama-Pérez et al., 2019; Siksnelyte-Butkiene et al., 2020).

خاک‌ها، رسوبات و سامانه‌های آبی نقشی اساسی در چرخه مواد غذایی، ترسیب کربن و تنظیم اقلیم ایفا می‌کنند؛ به‌گونه‌ای که خاک‌ها به‌تنهایی چندین برابر مجموع کربن ذخیره‌شده در جو و پوشش گیاهی خشکی را در خود جای داده‌اند (Lal et al., 2021; Leifeld, 2023; Tang et al., 2019). آلودگی خاک، که عمدتاً ناشی از فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی گسترده است، به‌عنوان تهدیدی جدی برای پایداری اکوسیستم‌ها شناخته می‌شود (Aparicio et al., 2022). حدود یک‌سوم خاک‌های کره زمین تاکنون تحت فشار فعالیت‌های شدید صنعتی و کشاورزی دچار تخریب شده‌اند (Mandal et al., 2022; Nascimento et al., 2021). آلودگی ناشی از ورود آفت‌کش‌ها، فلزات سنگین و طیفی از ترکیبات آلی و معدنی سمی به خاک نه‌تنها مخاطرات جدی زیست‌محیطی به همراه دارد، بلکه می‌تواند تعادل و پایداری عملکردی اکوسیستم‌ها را نیز مختل کند (Anderson-Teixeira et al., 2009; Guo & Gifford, 2002; Louwagie et al., 2011).

در زمینه خاک، روش‌های مرسوم تصفیه و پاکسازی شامل دفن بهداشتی، احیای شیمیایی، اکسایش، تثبیت و جامدسازی، شستشوی شیمیایی خاک و تصفیه الکتروکینتیک هستند (Varma et al., 2021). با این حال، تمامی این روش‌های سنتی دارای معایب متعددی از جمله هزینه بالا، ایجاد آلودگی ثانویه، کاهش حاصلخیزی و فرسایش خاک می‌باشند (Ma et al., 2021)؛ به‌عنوان مثال، احیای شیمیایی خاک آلوده به کروم شش‌ظرفیتی [Cr(VI)] شامل اضافه کردن $FeSO_4$ است که منجر به تشکیل هیدروکسید آهن در خاک می‌شود که انسداد منافذ خاک، کاهش تخلخل و کاهش دسترسی زیستی فسفر برای گیاهان را به همراه خواهد داشت (Pei et al., 2023).

در زمینه آلودگی آب و فاضلاب نیز، سامانه‌های متداول تصفیه ذاتاً انرژی‌بر باقی مانده‌اند؛ به‌طوری‌که میزان مصرف انرژی گزارش‌شده آن‌ها معمولاً در بازه‌ای حدود ۰/۳ تا ۲/۱ کیلووات‌ساعت به‌ازای هر مترمکعب پساب تصفیه‌شده قرار دارد (Foladori et al., 2015; Panepinto et al., 2016). این تقاضای پایدار انرژی، تنشی بنیادین میان انرژی و محیط‌زیست را در رویکردهای رایج تصفیه برجسته می‌سازد. پرداختن به این چالش در چارچوب دستورکارهای جهانی پایدار اهمیت فزاینده‌ای یافته است، چراکه کاهش ردپای انرژی سامانه‌های مدیریت آلاینده‌ها به‌طور مستقیم با اهداف توسعه پایدار سازمان ملل، به‌ویژه هدف۶ (آب سالم و بهداشت) و هدف۷ (انرژی پاک و مقرون‌به‌صرفه)، هم‌راستا است (Verma et al., 2021). در این میان، در قیاس با عوامل فیزیکی و شیمیایی، تصفیه زیستی به عنوان یک فناوری سبز، کم‌هزینه و قابل اجرا شناخته می‌شود و راهبردهایی نظیر تحریک زیستی و زیست‌افزایی را در بر می‌گیرد. پاکسازی و تصفیه زیستی از نظر زیست‌محیطی دوستانه و از نظر اقتصادی معقول است، اما معمولاً زمان‌بر بوده (زیرا مطابق با روند طبیعی تجزیه بیولوژیکی آلاینده‌ها پیش می‌رود) و زمانی که غلظت آلاینده‌های آلی و فلزات سنگین از حد مشخصی فراتر رود، مؤثر نیست (Ma et al., 2021).

در میان فناوری‌های نوین در حوزه زیست‌پالایی، پیل‌های سوختی میکروبی[1](MFCs) توجه فزاینده‌ای را به خود جلب کرده‌اند، زیرا این سامانه‌ها توانایی تلفیق دو فرآیند همزمان تولید برق زیستی و زیست‌پالایی را دارا هستند و بدین ترتیب، رویکردی چندکارکردی برای مقابله با چالش‌های زیست‌محیطی فراهم می‌کنند (Dziegielowski et al., 2023). عملکرد این سلول‌ها مبتنی بر فعالیت‌های متابولیکی باکتری‌های الکتروفعال[2](EABs) است؛ پیل‌های سوختی میکروبی نیازمند میکروارگانیسم‌هایی هستند که بتوانند الکترون‌ها را به‌طور مستقیم به خارج از سلول منتقل کنند. چنین انتقالی در باکتری‌هایی به نام اگزو الکتروژنیک یا الکتروژن امکان‌پذیر است که قادر به رهاسازی الکترون به‌صورت خارج‌سلولی هستند (Choi, 2022). با بهره‌گیری از این توانایی در انتقال الکترون از آلاینده‌های آلی به آند، MFCs امکان تجزیه مؤثر آلاینده‌ها همراه با تولید جریان الکتریکی را به‌صورت همزمان فراهم می‌کنند (Abbas & Rafatullah,

1. MFCs : Microbial fuel cells
2. الکتروفعال : Electroactive

2021). این ویژگی دوگانه، پیل‌های سوختی میکروبی را به یک فناوری زیست‌الکتروشیمیایی پیشرفته و تحول‌آفرین تبدیل کرده است که می‌تواند شکاف میان فرآیندهای زیست‌پالایی و تولید انرژی تجدیدپذیر را پر سازد.

با گسترش مطالعات اخیر در این حوزه، تمرکز پژوهش‌ها به‌تدریج از سامانه‌های مصنوعی و آزمایشگاهی به سوی بهره‌برداری از ظرفیت‌های ذاتی محیط‌های طبیعی معطوف شده است. در این چارچوب، علاوه‌بر منابع فاضلابی، خاک‌ها و رسوبات آبی به‌واسطه لایه‌بندی نسبتا پایدار شرایط اکسایش کاهش در امتداد عمق خود، بستری منحصربه‌فرد برای استقرار این سامانه‌های زیست‌الکتروشیمیایی نوظهور فراهم می‌کنند. این ویژگی طبیعی، به توسعه پیکربندی‌های تک‌محفظه‌ای و بدون غشا موسوم به پیل‌های سوختی میکروبی خاک و رسوب (Soil and Sediment Microbial Fuel Cells; SMFCs) انجامیده است (Yang & Chen, 2021).

در SMFCs ، الکترود آندی در نواحی بی‌هوازی خاک یا رسوب که به‌طور طبیعی اغلب غنی از مواد آلی و ترکیبات احیاشده است، مستقر می‌شود، در حالی‌که الکترود کاتدی در لایه‌های سطحی هوازی یا ستون آب مجاور با دسترسی مستقیم به اکسیژن قرار می‌گیرد؛ این امر امکان بهره‌برداری در محل (in situ) را فراهم ساخته و نیاز به مداخلات مهندسی متداول نظیر حفاری، هوادهی یا افزودن مواد شیمیایی خارجی را عملاً مرتفع می‌سازد (De Schamphelaire et al., 2008).

در عین حال، بهره‌گیری از اکوسیستم‌های طبیعی در توسعه پیل‌های سوختی میکروبی، هرچند مزایای مفهومی و عملی قابل‌توجهی به‌همراه دارد، مستلزم مواجهه با پیچیدگی‌هایی است که در سامانه‌های متداول مبتنی بر آب و فاضلاب کمتر نمود دارند. ناهمگنی ذاتی محیط‌هایی مانند خاک و رسوب، همراه با محدودیت‌های انتقال جرم، توزیع غیریکنواخت رطوبت و هدایت الکتریکی پایین‌تر نسبت به محیط‌های آبی، سبب می‌شود که رفتار الکتروشیمیایی این سامانه‌ها به‌شدت به شرایط فیزیکوشیمیایی محیط وابسته باشد. از این‌رو، توسعه، ارزیابی و پایداری عملکرد در بسترهای متفاوت پیل‌های سوختی میکروبی، به‌طور کلی نیازمند بررسی‌های دقیق‌تر و جامع‌تری است؛ ضرورتی که در بستر اکوسیستم‌های طبیعی، در مقایسه با سامانه‌های مبتنی بر محیط‌های مهندسی‌شده با شرایط نسبتاً یکنواخت، برجسته‌تر می‌شود. با وجود پیشرفت‌های قابل‌توجه در توسعه و به‌کارگیری پیل‌های سوختی میکروبی، درک پویایی زمانی ساختاری اجتماعات میکروبی و تأثیر آن‌ها بر عملکرد سامانه‌ها در مقیاس‌های عملیاتی همچنان محدود باقی مانده است؛ به‌ویژه، چالش‌هایی نظیر انتقال نتایج آزمایشگاهی به مقیاس‌های بزرگ‌تر، پایداری عملکرد در بازه‌های زمانی بلندمدت و حساسیت سامانه‌ها به تغییرات شرایط زیست‌محیطی کمتر به‌صورت نظام‌مند و تحلیلی مورد بررسی قرار گرفته‌اند.

با وجود چنین شکاف‌های گسترده ادبیات پژوهشی در حوزه پیل‌های سوختی میکروبی، بررسی یکپارچه و تحلیلی این فناوری با تمرکز هم‌زمان بر بنیان‌های زیستی، سازوکارهای زیست‌الکتروشیمیایی و ملاحظات مهندسی، در قالب متون فارسی همچنان کمتر مورد توجه قرار گرفته است. در این چارچوب، مقاله حاضر با اتکا به تحلیل انتقادی مطالعات موجود، می‌کوشد تصویری منسجم از نقش اجتماعات میکروبی الکتروفعال، مسیرهای متابولیکی غالب، سازوکارهای انتقال الکترون و راهبردهای بهینه‌سازی گزارش‌شده در سامانه‌های پیل سوختی میکروبی ارائه دهد. انتظار می‌رود این رویکرد، ضمن پیوند دادن جنبه‌های نظری و کاربردی، زمینه‌ای برای تعمیق پژوهش‌های آتی و بهره‌برداری آگاهانه‌تر از ظرفیت‌های این فناوری در حوزه پالایش و تولید انرژی پایدار فراهم آورد.

## یافته‌ها

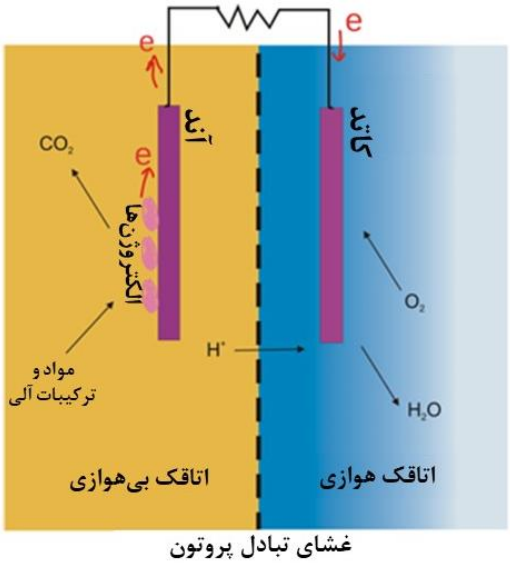
### روش انجام پژوهش

تمامی مقالات مورد استفاده در این مطالعه از منابع معتبری نظیر Google، Google Scholar، SID، CAS، ScienceDirect و پایگاه‌های ناشران علمی همچون Elsevier، Springer، Frontiers، Nature، MDPI و سایر منابع معتبر علمی گردآوری شده‌اند.. در مجموع ۱۷۸ منبع علمی در تدوین این مقاله مروری به‌کار رفته است. از این میان، ۲۷ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۲۳ تا ۲۰۲۵، ۶۵ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۲۰ تا ۲۰۲۲، ۶۰ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹، ۸ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۳ و ۱۸ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۰۹ و قبل از آن می‌باشند. این توزیع زمانی نشان می‌دهد که مقاله حاضر ضمن تکیه بر پژوهش‌های بنیادی، اتکای بالایی بر یافته‌های جدید دارد که بیانگر به‌روز بودن و استناد به جدیدترین دستاوردهای علمی در این حوزه است. کلیدواژه‌های استفاده شده در این مقاله عبارتند از : "MFC" ، "SMFC"، "Soil sediment microbial fuel cell"، "Pesticide"، "Bioelectrogenesis "، " Electroactive bacteria"، "Wastewater treatment " و "Microbial interactions ".

**پیل سوختی میکروبی**

پیل یا سلول سوختی میکروبی (Microbial Fuel Cell - MFC) سامانه‌ای زیست‌الکتروشیمیایی است که در آن میکروارگانیسم‌هایی مانند باکتری‌ها از سوبسترای کربنی (منابع آلی) به‌عنوان منبع تغذیه استفاده کرده و در حین متابولیسم، الکترون تولید می‌کنند. این فناوری در ابتدا با هدف تولید مستقیم برق از طریق بهره‌گیری از متابولیسم میکروارگانیسم‌ها توسعه یافت (Li et al., 2018)؛ اما در ادامه، با اثبات کارایی آن در حذف و کاهش آلاینده‌های هدف، دامنه کاربرد این فناوری به حوزه پالایش و تصفیه نیز گسترش یافت.

عملکرد پیل‌های سوختی میکروبی مستلزم حضور میکروارگانیسم‌هایی است که قادر به انتقال مستقیم الکترون‌ها به خارج از سلول باشند. این قابلیت در باکتری‌های موسوم به الکتروژن یا اگزوالکتروژن مشاهده می‌شود که توانایی رهاسازی خارج‌سلولی الکترون‌ها را دارند. از منظر شیمیایی، یک پیل سوختی میکروبی (MFC) در واقع نوعی سامانه الکتروشیمیایی محسوب می‌شود که در آن میکروارگانیسم‌های الکتروژن به‌عنوان کاتالیست زیستی، واکنش‌های اکسایش و یا کاهش را تسهیل می‌کنند (Noori et al., 2019)؛ این واکنش‌ها نهایتاً منجر به تبدیل انرژی شیمیایی مواد آلی به انرژی الکتریکی می‌شوند (Din et al., 2023; Pasternak et al., 2019; Syed et al., 2022). در ناحیه بی‌هوازی این سامانه‌ها، اکسیداسیون بسترهای آلی توسط میکروارگانیسم‌ها بر سطح آند انجام می‌گیرد؛ فرآیندی که با انتقال خارج‌سلولی الکترون‌ها و آزادسازی پروتون‌ها همراه است. الکترون‌های تولیدشده از طریق مدار خارجی به سمت کاتد هدایت شده و هم‌زمان، پروتون‌ها از مسیر محیط الکترولیتی یا لایه جداکننده به ناحیه کاتدی منتقل می‌شوند و بدین‌ترتیب مدار الکتروشیمیایی سامانه تکمیل می‌گردد؛ به‌طور کلی، اغلب پیل‌های سوختی میکروبی از سه مؤلفه اصلی شامل آند، کاتد و یک غشا یا لایه جداکننده تشکیل می‌شوند که هر یک نقش تعیین‌کننده‌ای در انتقال جرم، انتقال بار و پایداری عملکرد سامانه ایفا می‌کنند. تعامل هماهنگ این اجزا، شرط لازم برای دستیابی به کارایی الکتروشیمیایی پایدار بوده و هرگونه محدودیت در عملکرد یکی از آن‌ها می‌تواند به‌طور مستقیم بازده کلی سامانه را تحت تأثیر قرار دهد. (شکل ۱) .

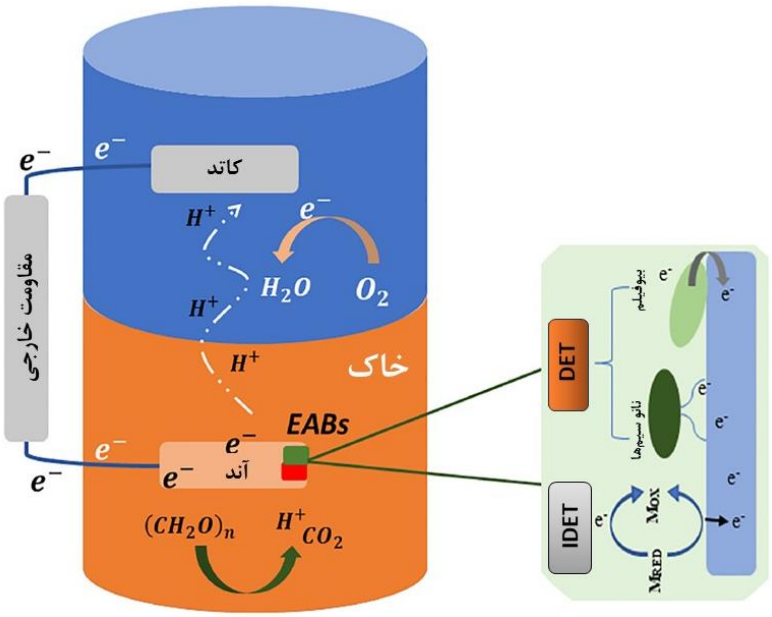



**شکل ۱. نمای شماتیک از اصول عملکرد سلول‌های سوختی میکروبی (MFCs)**

با توجه به ضرورت فزاینده اتخاذ رویکردهای نوظهور و پایدار برای پالایش درجا (in situ) خاک‌ها و رسوبات آلوده، توجه پژوهش‌ها به بهره‌گیری از ظرفیت‌های ذاتی اکوسیستم‌های طبیعی در توسعه سامانه‌های زیست‌الکتروشیمیایی معطوف گردیده است. در این راستا، استفاده از گرادیان‌های طبیعی اکسایش کاهش موجود در خاک‌ها و رسوبات آبی به شکل‌گیری پیکربندی خاصی از پیل‌های سوختی میکروبی با عنوان پیل‌های سوختی میکروبی خاکی رسوبی (Soil and Sediment Microbial Fuel Cells; SMFCs) انجامیده است که در آن، مرزبندی نواحی آندی و کاتدی جای خود را به آرایشی مبتنی بر شرایط طبیعی محیط می‌دهد (Abbas & Rafatullah, 2021)؛ بر این اساس، آند مستقیماً درون خاک یا رسوب آلوده تعبیه شده و کاتد در ناحیه‌ای غنی از اکسیژن، معمولاً در لایه آب بالادست یا در تماس با هوا، قرار می‌گیرد (شکل ۲).

در سطح آند، زیست لایه‌هایی الکتروفعال شکل می‌گیرند که برای افزایش فعالیت میکروبی و تسهیل انتقال الکترون اهمیت حیاتی

دارند (Conners et al., 2022; Garbini et al., 2023). الکترون‌های تولیدشده توسط باکتری‌های الکتروژن جذب آند شده و از طریق مدار خارجی به سمت کاتد حرکت می‌کنند و در حضور اکسیژن، منجر به تشکیل آب می‌شوند (Aiyer, 2020)؛ در نتیجه جریان الکتریکی در سامانه برقرار می‌گردد. در محیط‌های کنترل‌شده آزمایشگاهی، بخش‌های آند و کاتد را می‌توان با غشاهای نفوذپذیر پروتون از یکدیگر جدا کرد، با این حال در کاربردهای میدانی، پیکربندی‌های بدون غشا بیشتر مورد استفاده قرار می‌گیرند.




شکل ۲. تصویر شماتیک پیل سوختی میکروبی خاکی

با این حال، فرایند تجاری‌سازی این فناوری همچنان با چالش‌هایی روبه‌رو است؛ به‌ویژه به دلیل محدودیت‌های فنی و اقتصادی مانند نیاز به کنترل و پایش مستمر و دقیق پارامترهای فیزیکی سیستم و هزینه‌های بالای ساخت و نگهداری اجزای اصلی از جمله غشای تبادل پروتون[1](PEM) و الکترودها (Sathe et al., 2021). با وجود این چالش‌ها و محدودیت‌ها، در سال‌های اخیر، پیشرفت‌های معناداری در توسعه پیکربندی‌های بدون غشا، استفاده از الکترودهای کربنی اصلاح‌شده کم‌هزینه، جایگزینی کاتالیست‌های فلزی گران‌قیمت با مواد زیست‌سازگار و بهبود پایداری عملکرد در بازه‌های زمانی بلندمدت، از مهم‌ترین محورهای توسعه و پیشرفت گزارش‌شده محسوب می‌شوند. این رویکردهای مهندسی، ضمن کاهش مقاومت داخلی و هزینه‌های عملیاتی، امکان نزدیک‌تر شدن عملکرد MFCs به شرایط واقعی بهره‌برداری را فراهم کرده و جایگاه این فناوری را به‌عنوان گزینه‌ای بالقوه در تولید انرژی زیست‌الکتروشیمیایی و پالایش سایت‌های آلوده تقویت نموده‌اند (Sonawane & Greener, 2024).

**متابولیسم باکتری‌های الکتروفعال (Electroactive) :**

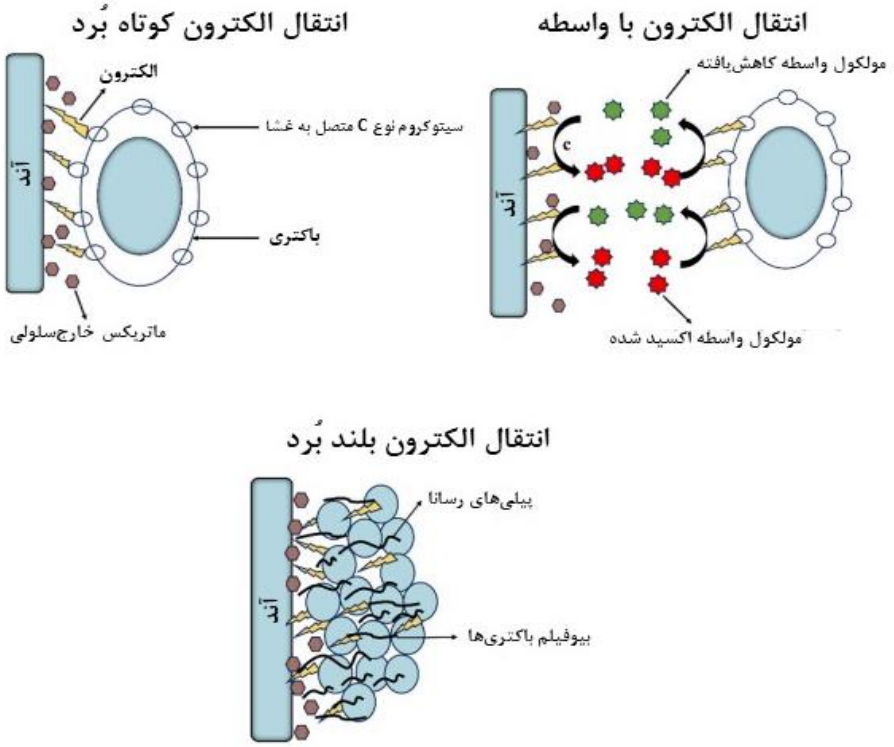
باکتری‌های الکتروفعال (Electroactive Bacteria; EABs) شامل گروهی از میکروارگانیسم‌ها می‌شوند که توانایی منحصربه‌فرد انتقال الکترون به گیرنده‌های خارجی را دارا بوده و از این طریق، واکنش‌های زیست‌شیمیایی درون‌سلولی را به سامانه‌های الکتروشیمیایی بیرونی پیوند می‌دهند. این گروه، علاوه بر گونه‌های الکتروژن[2](دهنده الکترون)، گونه‌های الکتروتروف[3](گیرنده الکترون) را در بر می‌گیرد که با برخورداری از مسیرهای متابولیکی ویژه، قادرند الکترون‌ها را از طریق مکانیسم انتقال الکترون برون‌سلولی ( Extracellular Electron Transfer; EET) به الکترودهای خارجی در سامانه‌هایی نظیر پیل‌های سوختی میکروبی منتقل کنند (Choi, 2022)؛ این قابلیت، نقش محوری EABs را در توسعه فناوری‌های تولید انرژی زیست‌الکتروشیمیایی و فرایندهای زیست‌پالایی برجسته می‌سازد.

متابولیسم باکتری‌های الکتروفعال مبتنی بر مسیرهای تنفسی اکسایشی، تخمیری و پروتون‌محور است و به‌طور مستقیم با تولید و

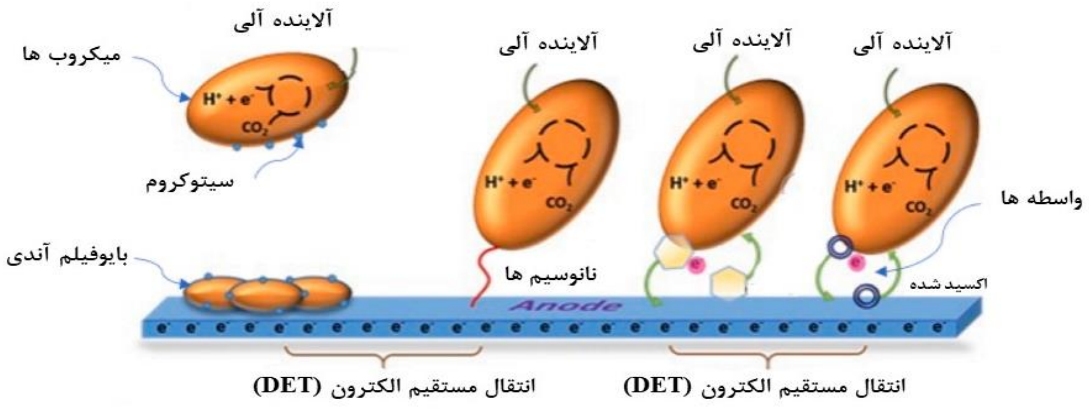
1. PEM : Proton exchanging membrane
2. Electrogens
3. Electrotrophs

انتقال الکترون در سامانه‌هایMFC مرتبط می‌باشد. این میکروارگانیسم‌ها با اکسایش سوبستراهای آلی، انرژی لازم برای رشد و فعالیت متابولیکی خود را تأمین کرده و به‌طور هم‌زمان جریان الکتریکی زیستی تولید می‌کنند (Chandrasekhar & Mohan, 2014a, 2014b). تمایز اساسی EABs از میکروارگانیسم‌های غیرالکتروژن در توانایی آن‌ها برای استفاده از گیرنده‌های الکترونی خارجی، به‌جای گیرنده‌های درون‌سلولی متداول، نهفته است.

در سطح آند، باکتری‌های اگزوالکتروژنیک به‌عنوان کارآمدترین اعضای این گروه، با تشکیل زیست‌لایه‌های الکتروفعال، الکترون‌های حاصل از مسیرهای متابولیکی درون‌سلولی را از طریق مکانیسم EET به سطح الکترود منتقل می‌کنند (Ortega-Martínez et al., 2013). این انتقال می‌تواند از مسیر انتقال مستقیم الکترون (Direct Electron Transfer; DET) یا انتقال همراه با واسطه الکترونی (Mediated Electron Transfer; MET) صورت گیرد که شماتیک عملکرد آن‌ها در شکل‌های ۳و۴ نمایش داده شده است. در سامانه‌های فاقد واسطه الکترونی، تماس مستقیم غشای سلولی با الکترود یا استفاده از نانوساختارهایی نظیر نانوسیم‌های باکتریایی در گونه‌هایی مانند *Geobacter* و *Shewanella*، انتقال مؤثر الکترون را ممکن می‌سازد (Abbas et al., 2019; Dharmalingam et al., 2019).




**شکل ۳.** فرآیندهایی که از طریق آن‌ها میکروارگانیسم‌ها الکترون‌ها را به الکترود منتقل می‌کنند.




**شکل۴. برهم‌کنش میکروب‌ها و آلاینده آلی در محفظه آند سلول سوختی میکروبی (MFC) همراه با روش‌های انتقال الکترون**

1. Biofilm

در فرآیند تنفس سلولی، الکترون‌های حاصل از اکسایش سوبستراها از طریق زنجیره‌های انتقال الکترون عبور می‌کنند که شامل دهنده‌هایی نظیر NADH و سوکسینات، ناقل‌هایی مانند کوئینون‌ها و خوشه‌های آهن گوگرد، و گیرنده‌های نهایی همچون سیتوکروم‌ها است. این مسیر با گلیکولیز آغاز شده و طی آن گلوکز به پیرووات تبدیل می‌شود؛ سپس در چرخه کربس، معادل‌های احیایی تولید شده و در نهایت، فرآیند فسفریلاسیون اکسایشی و تولید ATP فعال می‌گردد (Aiyer, 2020; Garimella et al., 2024).

$$C_6H_{12}O_6 + 2NAD + 2ADP + 2Pi \rightarrow 2NADH + 2ATP + 2Pyruvate + 2H^+ + H_2$$ رابطه ۱)

برخلاف میکروارگانیسم‌های غیرالکتروژن که الکترون‌ها را عمدتاً به گیرنده‌های داخلی منتقل می‌کنند، EABs از مکانیسم EET بهره می‌برند که با اکسایش NADH و آزادسازی الکترون‌ها، امکان انتقال آن‌ها به گیرنده‌های خارجی را فراهم می‌سازد:

$$NADH \rightarrow NAD^+ + H^+ + 2e^-$$ رابطه۲)

این فرآیند منجر به ایجاد شیب پروتونی در عرض غشای سلولی شده و از طریق فعال‌سازی ATPسنتاز، بازده تولید ATP را افزایش می‌دهد (Park & Zeikus, 2000).

مطالعات اخیر نشان داده‌اند که عوامل محیطی، از جمله میدان‌های مغناطیسی، می‌توانند کارایی انتقال الکترون برون‌سلولی را تقویت کرده و در نتیجه، تولید ATP و بازده انرژی EABs را بهبود بخشند (Zhou et al., 2023). در مقابل، باکتری‌های تخمیری معمولاً از مسیرهای بی‌هوازی برای اکسایش ناقص سوبستراها بهره می‌برند؛ در این فرآیند، الکترون‌ها و پروتون‌ها طی تجزیه ترکیبات آلی به فرم‌های ساده‌تر آزاد شده و سپس توسط باکتری‌های الکتروفعال به‌عنوان منابع الکترون استفاده می‌شوند. آنزیم‌های اختصاصی، از جمله دهیدروژنازها، هیدروژنازها و سیتوکروم‌ها، نقش حیاتی در تسهیل این فرآیند دارند(Umar et al., 2020; Zhao et al., 2021) .

یکی از چالش‌های عمده در کاربرد عملی EABs، تطبیق مطلوب فعالیت آن‌ها با شرایط متغیر و پیچیده محیطی است چرا که در محیط‌های طبیعی، دسترسی به سوبستراها و شرایط زیستی پیوسته تغییر می‌کنند و بر عملکرد سامانه تأثیر می‌گذارد.

**عوامل موثر بر عملکرد سلول سوختی میکروبی**

فرآیند تجزیه زیستی آلاینده‌ها توسط میکروارگانیسم‌ها، راهکاری مؤثر و سازگار با محیط‌زیست برای کاهش سمیت ترکیبات آلی و تبدیل آن‌ها به محصولات نهایی ساده‌تر یا معدنی‌شده است (Agrahari et al., 2022)؛ در این راستا نیز عملکرد سلول‌های سوختی میکروبی (MFC)، به‌عنوان سامانه‌هایی زیست الکتروشیمیایی، تحت تأثیر چندین عامل کلیدی از جمله نوع و ساختار الکترودها، ظرفیت الکتروشیمیایی و فعالیت متابولیک میکروارگانیسم‌ها، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی سوبسترای آلی و شرایط محیطی نظیر pH و دما قرار دارد (شکل۵).

**شکل۵. پارامترهای مهم مؤثر بر تولید برق زیستی در سلول‌های سوخت میکروبی (MFCs)**

آلاینده‌های آلی علاوه بر اثرات زیستی، قادرند به‌عنوان منابع کربنی و الکترونی برای ارگانیسم‌ها عمل کنند و تجزیه آن‌ها منجر به افزایش جریان الکتریکی و کارایی تولید انرژی در MFCs می‌شود. با این حال، غلظت بالای این آلاینده‌ها می‌تواند اثر سمی بر جمعیت میکروبی داشته باشد و عملکرد و میزان تولید برق زیستی را کاهش دهد، از این‌رو اطلاع از میزان بیشینه غلظت آلاینده‌ها، برای

حداکثرسازی همزمان تصفیه و تولید تولید زیستی الکتریسیته ضروری است. علاوه بر این، ترکیب متناسب میکروارگانیسم‌ها و طراحی الکترودهایی با سطح ویژه بالا، می‌تواند نرخ انتقال الکترون و پایداری سیستم را بهبود بخشد.

**جنس و بهبود عملکردی مواد الکترودها**

تولید برق در پیل‌های سوختی میکروبی(MFCs) عمدتاً تحت تأثیر ویژگی‌های الکترود و بیوکاتالیست‌ها قرار دارد. آند، الکترون‌هایی را که توسط میکروارگانیسم‌ها طی متابولیسم خود تولید می‌شوند را جذب کرده و از طریق یک مدار خارجی به کاتد منتقل می‌کند و بدین ترتیب جریان الکتریسیته برقرار می‌شود. معیارهای انتخاب مواد برای آند و کاتد مشابه بوده و عواملی چون مساحت سطحی بالا، ویژگی‌های الکتروشیمیایی مناسب، دوام، مقرون‌به‌صرفه بودن و زیست‌سازگاری در نظر گرفته می‌شوند (Agrahari et al., 2022). انواع مختلف مواد پایه‌کربنی، از جمله پارچه کربنی، نانولوله‌های کربنی (CNTs)، میله‌های کربنی، شبکه‌ها و برس‌های کربنی[1] نمد و الیاف کربنی، به‌طور رایج برای ساخت آند و کاتد در MFCs استفاده می‌شوند (Olabi et al., 2021). با این حال، محدودیت‌هایی مانند زیست‌سازگاری پایین، تعداد کم نقاط واکنش‌پذیر و ویژگی آب‌گریزی این مواد، تشکیل زیست لایه یا زیست‌لایه را محدود کرده و در نتیجه چگالی توان تولیدی کاهش می‌یابد (Abd-Elrahman et al., 2022).

Banerjee و همکاران (Banerjee et al., 2022) نشان دادند که افزایش سطح الکترود سبب بهبود پویایی واکنش‌های الکترودی و تقویت فعالیت میکروبی می‌شود. زبری سطح الکترود نیز با افزایش چسبندگی زیست‌لایه همراه است که موجب افزایش نواحی فعال (active sites) برای اتصال میکروارگانیسم‌ها می‌شود. در مطالعه‌ای دیگر (Nawaz et al., 2020)، استفاده از الکترودهای گرافیتی مخروطی‌شکل باعث افزایش تراکم، کاهش فاصله بین الکترودها و ایجاد سطحی بزرگ‌تر برای واکنش‌ها شد. Rossi و همکاران( Rossi et al., 2019) نیز در یک پیل سوختی میکروبی تک‌محفظه‌ای ۸۵ لیتری که برای تصفیه فاضلاب خانگی به‌کار رفت، توانستند چگالی توان بیشینه۰/۶۰۵W/m$^3$، بازده کولمبیک ۲۷٪ و راندمان حذف COD برابر با ۸۰٪ کسب کنند. در این سامانه از ۲۲ برس گرافیتی به‌عنوان آند و یک کاتد چندپنلی هوایی استفاده شد که قابلیت غوطه‌ور شدن در مخازن تصفیه‌خانه‌ها را داشت و نیازی به پمپ‌های اضافی نبود (Hiegemann et al., 2019; Lu et al., 2015).

اصلاح الکترود آند شامل ترکیبات نیتروژن‌دار، پلیمرهای رسانا، نانومواد، نانوپوشش‌های دوپ شده با نیتروژن[2] مواد مبتنی بر اکسید فلزی و نانولوله‌های کربنی می‌شود. برای مثال، تیمار آند با ترکیبات نیتروژن‌دار مانند اتیلن‌دی‌آمین باعث افزایش نرخ رشد زیست‌لایه، بهبود کارایی انتقال الکترون خارج‌سلولی (EET) و افزایش توان خروجی شده است، به‌گونه‌ای که توان خروجی تا ۳۹/۵٪ نسبت به الکترود نمد گرافیتی اصلاح‌نشده افزایش یافت (Zhou et al., 2016)؛ همچنین، استفاده از گاز آمونیاک جهت تیمار آند توانست زمان سازگاری[3]را تا ۵۰٪ کاهش و توان خروجی سامانه‌را تا ۱,۵ برابر افزایش دهد (Cheng & Logan, 2007).

ادغام و استفاده از مواد اصلاح کننده خاک (به ویژه از منابع آلی خاک‌زاد تولید شده) نظیر بایوچار، به عنوان رویکردی مطلوب در بهینه‌سازی عملکرد پیل‌های سوختی میکروبی (MFCs)، از طریق بهبود چندوجهی الکترودهای مبتنی بر کربن مطرح شده است. ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی بایوچار، از جمله مقادیر سطح ویژه و تخلخل بالاو هدایت الکتریکی ذاتی، به طور مستقیم با موانع کلیدی در MFCs نظیر کینتیک کند انتقال الکترون و چسبندگی ناکافی زیست‌لایه میکروبی مقابله می‌کنند. ساختار متخلخل الکترودهای اصلاح‌شده با بایوچار، انتشار مواد مغذی و محصولات متابولیکی را تسهیل کرده و در همین‌حال، گروه‌های عاملی سطحی آن (مانند کربوکسیل، هیدروکسیل و کوینون) به عنوان میانجی‌های اکسایش‌کاهش فعال، انتقال الکترون در مرز سطح بین باکتری‌های الکتروفعال و سطح الکترود را تسریع می‌نمایند؛ این پیامدها منجر به افزایش چگالی توان و تقویت تشکیل زیست‌لایه‌ها می‌شود. بنابراین استفاده از این مواد به‌عنوان اصلاح‌کننده، نه تنها کارایی الکترود را افزایش می‌دهد، بلکه از پسماندهای زائد کشاورزی به‌عنوان منبعی پایدار استفاده و با اصول اقتصاد چرخشی همسو می‌گردد.

پلیمرهای رسانا هم به دلیل سازگاری با محیط‌زیست، پایداری بالا و رسانایی مطلوب، در بهبود عملکرد آند مؤثرند. این پلیمرها با افزایش چسبندگی میکروبی، ایجاد جاذبه الکترواستاتیکی، کاهش مقاومت داخلی و ارتقای نرخ واکنش الکتروشیمیایی، ظرفیت ویژه الکترودها را افزایش می‌دهند (Liao et al., 2015; Pu et al., 2018). ترکیب پلیمرهای رسانا با نانومواد مانند نانولوله‌های کربنی دیواره‌چندگانه (MWCNT)، الیاف نانوی کربنی (CNF)، نانوذرات پلاتین و گرافن اکسید احیاشده (rGO)، عملکرد الکترود آندی را به‌طور

1. Carbon brushes
2. N-doping
3. Acclimation time

قابل توجهی بهبود می‌بخشد (Guzman et al., 2017; Luckarift et al., 2012)؛ همچنین هیدروژل‌های رسانا با زیست‌سازگاری بالا و ساختاری سه‌بعدی، گزینه‌ای ارزشمند برای طراحی آندهای پیشرفته هستند و اغلب از طریق اصلاح با پلیمرهای رسانا یا با مواد کربنی رسانا و اجزای فلزی تهیه می‌شوند (Hindatu et al., 2017).

نانومواد، به ویژه گرافن، اکسیدهای فلزی، نانولوله‌های کربنی و دیگر ساختارهای نانومقیاس، با افزایش سطح مؤثر الکترود و ایجاد نواحی فعال بیشتر، رشد زیست‌لایه‌های متراکم و توان تولیدی MFC را افزایش می‌دهند (Kordek-Khalil et al., 2023; Pal et al., 2023). آندهای کامپوزیتی چندمنظوره نیز از طریق پوشش‌دهی این نانومواد بر روی بسترهای مناسب، با راندمان بالا و سازگاری مناسب با زیست‌فناوری تولید می‌شوند (Guo et al., 2014; Hou et al., 2014).

بنابراین در طراحی این الکترودها و توان دسترسی به مقیاس‌پذیری در این سامانه‌ها، توجه به مجموعه‌ای از ویژگی‌های کلیدی برای دستیابی به بازده انرژی بالا و عملکرد پایدار سامانه ضروری است؛ از جمله مهم‌ترین این ویژگی‌ها می‌توان به زیست‌سازگاری بالا اشاره نمود که تضمین‌کننده‌ی چسبندگی مؤثر و فعالیت متابولیکی مناسب میکروارگانیسم‌ها بر سطح الکترود است؛ همچنین، برخورداری از سطح ویژه‌ی بالا سبب افزایش تعداد نقاط تماس میان سلول‌های میکروبی و سطح رسانا شده و در نتیجه انتقال الکترون و تولید جریان را بهبود می‌بخشد. در کنار این عوامل، استحکام مکانیکی نیز از اهمیت ویژه‌ای برخوردار بوده زیرا پایداری ساختاری الکترود را در برابر فشارهای فیزیکی و تغییرات محیطی تضمین می‌کند؛ افزون‌بر این، رسانایی الکتریکی مناسب نیز از طریق کاهش مقاومت داخلی سامانه، موجب افزایش بازده تولید توان می‌شود. در مجموع، رعایت هم‌زمان این معیارها، نقش تعیین‌کننده‌ای در توسعه‌ی الکترودهای مقیاس‌پذیر و ارتقای کارایی سامانه‌های زیست‌الکتروشیمیایی دارد.

**اهمیت pHبهینه در سلول‌های سوختی میکروبی**

کارایی عملکردی پیل‌های سوختی میکروبی، به‌شدت تحت تأثیر نرخ انتقال پروتون‌ها در ناحیه جداساز میان آند و کاتد است؛ چرا که این فرآیند نه‌تنها بر بازده انرژی خروجی اثرگذار است؛ بلکه موجب تغییرات pH در محیط واکنش شده و در نهایت، پایداری و راندمان کلی سیستم تصفیه و تولید انرژی را تعیین می‌کند (Ivars-Barceló et al., 2018). در محفظه آند، پروتون‌های حاصل از فرآیند اکسیداسیون موجب کاهش pH شده و سپس از طریق غشای تبادل پروتون به سمت کاتد مهاجرت می‌کنند؛ این اختلاف pH به‌طور مستقیم بر قابلیت اطمینان و بازده عملکردی سامانه اثرگذار است (Rahimnejad et al., 2015). در شرایطی که pH بالاتر باشد، مهاجرت پروتون‌ها به سمت کاتد کاهش یافته و در نتیجه، عملکرد سلول افت می‌کند و از طرفی حفظ pH خنثی در محفظه آند، رشد زیست‌لایه‌ها را تقویت کرده و منجر به افزایش توان تولیدی از سمت آند می‌شود (Ren et al., 2018)؛ در پیل‌های سوختی میکروبی مبتنی بر اکوسیستم‌های خاکی و رسوبی نیز pHمحیط یکی از عوامل کلیدی در تنظیم فعالیت میکروبی است، به‌طوری‌که محدوده خنثی تا کمی قلیایی (pH=۶,۵–۷,۵) ، شرایط بهینه‌ای برای شکل‌گیری اجتماعات میکروبی متنوع و فعال فراهم می‌آورد. افزایش بیش از حد pH می‌تواند باعث کاهش پاسخ الکترودها، تغییر در ساختار اجتماعات میکروبی و در نتیجه، کاهش فعالیت میکروبی و عملکرد سامانه‌های SMFCs شود؛ به‌عنوان مثال، pH الکترولیت می‌تواند بر مواردی نظیر جوامع میکروبی مولد باکتری‌های الکتروژن(EABs) ، پتانسیل غشایی، تولیدات خالص زیستی، مصارف پروتون و شیب الکتروشیمیایی سیتوپلاسم اثر بگذارد و به همین دلیل الکترود کاتد باید در محدوده‌ی pH نزدیک به خنثی نگه داشته شود تا کارایی واکنش‌های کاهشی کاتدی تضمین گردد (Rozendal et al., 2006)؛ Pedneka و همکاران نیز گزارش کرده‌اند که محدوده‌ی نزدیک به خنثی (pH=۶,۵–۷,۵) بهترین بازه برای عملکرد بهینه MFCs محسوب می‌شود. در این محدوده، رشد و پایداری زیست‌لایه‌ی آندی تسهیل شده و همزمان بیشترین کارایی در حذف آلاینده‌ها و تولید انرژی الکتریکی به دست می‌آید (Pednekar & Rajan, 2024).

Yian Wangو Lin اثر pH را بر عملکرد سیستم ترکیبی پیل سوختی میکروبی تالاب مصنوعی بررسی کردند. تمرکز مطالعه بر حذف آلاینده‌های متداول آبی نظیر کروم شش‌ظرفیتی ((Cr(VI) و p-کلروفنل بود. نتایج نشان داد که pH= ۶/۵ بهینه‌ترین شرایط برای هر دو هدف حذف آلاینده و تولید انرژی محسوب می‌شود (Y. Wang et al., 2024). در این pH ، میزان حذف کروم شش‌ظرفیتی به ٪۹۹/۰ و ۴-کلروفنل به ٪۷۸/۶ رسید. هم‌زمان، بیشینه ولتاژ خروجی برابر با ۵۴۳ mV و چگالی توان ۷۲/۲۵ mW/m² حاصل شد که از عملکرد سامانه در pH=۷/۴ و ۵/۸ برتر بود. برتری عملکرد در pH= ۶/۵ را می‌توان با تکیه بر مکانیسم‌های ترمودینامیکی حلالیت و پدیده پروتونیشن سطحی تبیین کرد؛ از این منظر، کاهش pH از ۷/۴ به ۶/۵ می‌تواند با تغییر شکل‌گیری گونه‌های هیدروکسی‌فلزی و جلوگیری از رسوب‌گذاری زودرس، حلالیت و دسترسی زیستی یون‌های فلزی را به کاتالیست‌های میکروبی بهبود و افزایش دهد. همزمان،

افزایش غلظت پروتون‌ها در این بازه، منجر به پروتونیشن گروه‌های عاملی بر روی غشای سلولی و ماتریکس زیست‌لایه می‌شود. این پروتونیشن، با تغییر چگالی بار سطحی و کاهش موانع الکترواستاتیک، نفوذپذیری غشا را برای انتقال آلاینده‌ها و یون‌ها تسهیل کرده و سرعت واکنش‌های اکسایش‌کاهش سطحی را تقویت می‌نماید. بنابراین، در این محدوده pH تعادل بین حلالیت یونی و کارایی سطحی غشا به حداکثر رسیده است. این بهبودهای عملکردی را می‌توان ناشی از افزایش کارایی انتقال بار الکتریکی و تسهیل نفوذ یون‌ها درون سامانه‌ی سلول سوختی میکروبی (MFC) دانست؛ در نتیجه، ثبات و نگهداری بازه بهینه pH به عنوان یک پیش‌نیاز اساسی، عملکرد انتقال الکترون و پایداری تولید توان در سیستم‌های زیست‌الکتروشیمیایی را تضمین می‌کند.

**مقاومت خارجی**

مقاومت خارجی با کنترل جریان الکترون‌ها میان آند و کاتد، شرایط بهینه‌ای را برای رشد و فعالیت باکتری‌های الکتروشیمیایی فراهم می‌کند. هنگامی که مقاومت خارجی در مدار قرار می‌گیرد، مدار بسته‌ای تشکیل می‌شود که به سلول امکان می‌دهد به‌طور مستقل، انرژی الکتریکی تولید کرده و با تنظیم جریان الکترون‌ها در مدار خارجی، ولتاژ (V) و جریان خروجی (I) را تحت تأثیر قرار دهد (Jiang et al., 2021).

حداکثر توان خروجی زمانی حاصل می‌شود که مقاومت خارجی با مقاومت داخلی سیستم در حالت تعادل باشد. انحراف از این تعادل، چه مقاومت خارجی کمتر یا بیشتر از مقاومت داخلی باشد، منجر به افت توان تولیدی می‌شود (Dwivedi et al., 2022)؛ بنابراین، انتخاب نامناسب مقاومت خارجی می‌تواند کاهش قابل‌توجهی در توان خروجی ایجاد کند. برای نمونه، Jiang و همکاران (۲۰۲۱) در مطالعه‌ای با استفاده از فاضلاب حاوی آنتی‌بیوتیک و انکوباتور بیوشیمیایی در دمای ۳۰ °C، محدوده‌ای از مقاومت خارجی بین ۵۰ Ω تا ۱۰،۰۰۰ Ω را بررسی کردند. بیشینه چگالی توان در مقاومت خارجی ۱۰۰۰ Ω معادل ۲۴/۵ mW/m² ±۱۲۲۰/۵به‌دست آمد (Jiang et al., 2021). در مطالعه‌ای دیگر، Yaqoobو همکاران (۲۰۲۳) اثر مقاومت خارجی را بر ولتاژ و چگالی توان بررسی کردند. آن‌ها گزارش کردند که ولتاژ خروجی از۱۶۵۰ mVدر بالاترین مقاومت (۱۰ kΩ) به ۱۶۵ mV در پایین‌ترین مقاومت (۱۰۰ Ω) کاهش یافت؛ این افت ولتاژ ناشی از کاهش مقاومت بود. با این حال، بیشینه چگالی توان معادل ۱۱۱،۷۳۱mW/m² در مقاومت خارجی ۱۰۰۰ Ω حاصل شد (Yaqoob et al., 2023).

این نتایج نشان می‌دهد که طراحی و انتخاب مقاومت خارجی نه‌تنها یک پارامتر الکتریکی، بلکه عاملی کلیدی در بهینه‌سازی بهره‌وری زیستی و الکتروشیمیایی MFC به‌شمار می‌آید.

**نقش و اهمیت زیست‌لایه در سامانه‌های پیل سوختی میکروبی (MFC)**

تجزیه زیستی آلاینده‌های آلی به فرآیند میکروبی کاتالیز شده‌ای اطلاق می‌شود که طی آن آلاینده‌های آلی به شکل‌های کمتر زیان‌آور تبدیل شده یا به‌طور کامل در محیط آزمایشگاهی یا محیط طبیعی به مواد معدنی ساده معدنی‌سازی می‌شوند. تجزیه زیستی روشی پایدار و سازگار با محیط‌زیست است که با بهره‌گیری از میکروارگانیسم‌ها، حذف آلاینده‌های آلی از خاک و آب را به‌صورت مؤثرتر و کارآمدتر امکان‌پذیر می‌سازد (Joutey et al., 2013; Megharaj et al., 2011). میکروارگانیسم‌ها به‌طور گسترده در طبیعت پراکنده‌اند و به دلیل داشتن توانایی‌های متابولیکی متنوع، در تخریب زیست‌محیطی آلاینده‌های آلی نقش کلیدی داشته و به حفظ سلامت سامانه‌های آبی و سلامت انسان کمک می‌کنند.

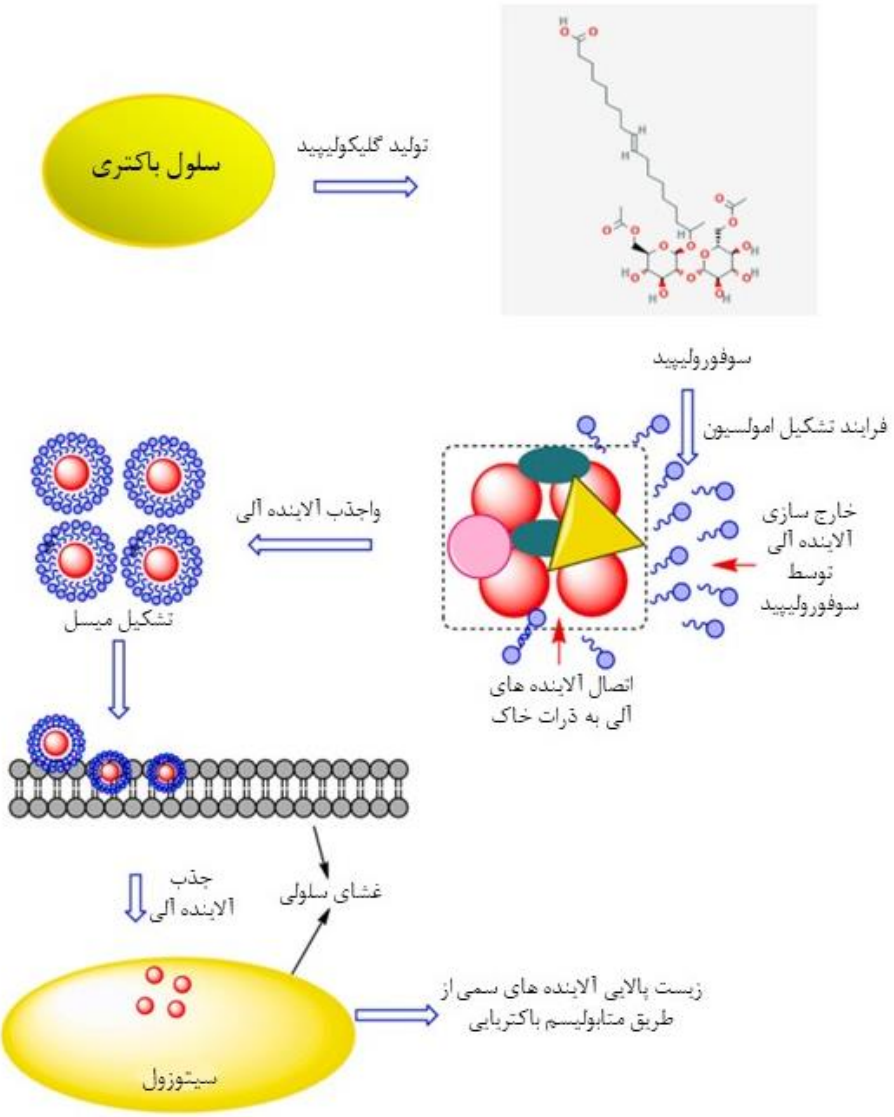
میکروارگانیسم‌های مورد استفاده برای تجزیه آلاینده‌های آلی باید دارای ویژگی‌های مهمی از جمله توان بالای تجزیه آلاینده، قابلیت بقا در غلظت‌های بالای آلاینده‌های آلی و توانایی تولید محصولات جانبی کم‌خطرتر باشند (Yadav et al., 2021). به‌طور معمول، این میکروارگانیسم‌ها بر اساس ساختار سطحی و ویژگی‌های بیوشیمیایی‌شان ارزیابی می‌شوند و صحت آن با آزمون توالی‌یابی ژنتیکی ۱۶S rRNA تأیید می‌گردد.

شکل۶ نقش گلیکوکنژوگه‌های میکروبی[1]در تخریب و تجزیه آلاینده‌های آلی را نشان می‌دهد. این ترکیبات نقش کلیدی در فرایند تجزیه زیستی آلاینده‌های آلی ایفا کرده و با کاهش تنش سطحی، فرایند دسترسی زیستی آلاینده‌ها را تسهیل کرده و سرعت تجزیه میکروبی را افزایش می‌دهند. این ترکیبات در واقع مولکول‌های فعال سطحی دوگانه‌دوست با خاصیت امولسیون‌سازی هستند که می‌توانند با تشکیل میسل (در غلظتی بالاتر از غلظت بحرانی تشکیل میسل)، آلودگی‌های آب‌گریز را از فاز جامد یا قطرات نفتی جدا کرده و به فاز آبی منتقل کنند. این فرایند موجب افزایش دسترسی میکروارگانیسم‌ها به آلاینده و در نتیجه، بهبود نرخ تخریب زیستی می‌شود

1. Microbial glycoconjugates

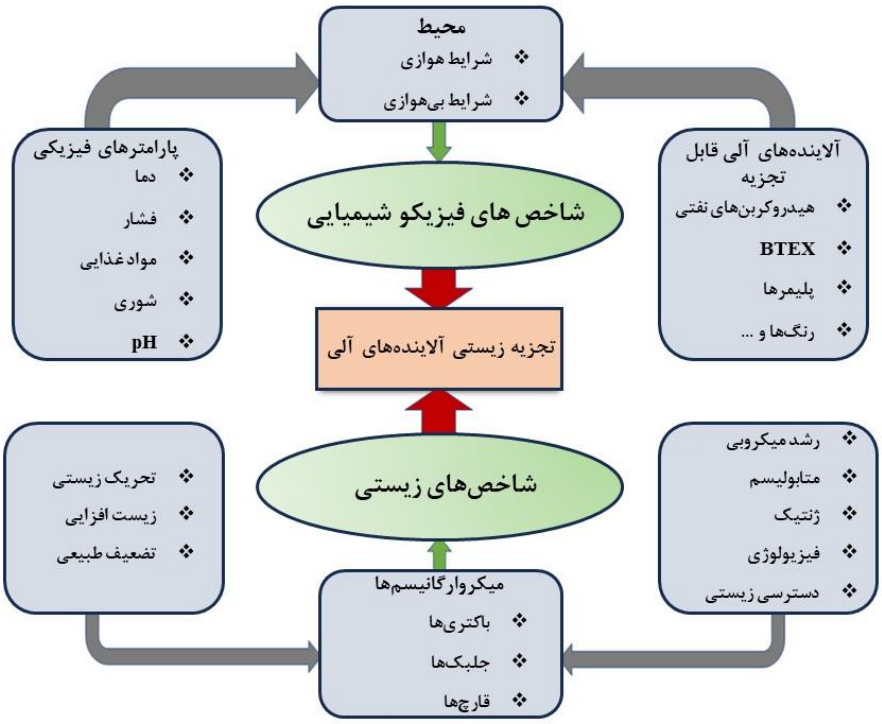
(Zhao et al., 2017).

میکروارگانیسم‌ها به‌عنوان عامل اصلی در تصفیه فاضلاب و تولید برق عمل می‌کنند و نقش زیست‌لایه‌ی آندی در عملکردMFC بسیار حیاتی است، زیرا مستقیماً بر بازده سامانه اثر می‌گذارد. تولید توان در MFC با رشد و توسعه‌ی زیست‌لایه در سطح آند رابطه مستقیم دارد؛ زیست‌لایه‌های ضخیم‌تر و متراکم‌تر، به دلیل تراکم بالاتر باکتری‌ها، بهره‌وری استفاده از سوبسترا را افزایش می‌دهند (Choudhury et al., 2017). افزایش رشد زیست‌لایه در آند همچنین مقاومت پلاریزاسیون آند را کاهش داده و در نتیجه، توان تولیدی سامانه افزایش می‌یابد (Baranitharan et al., 2015).




**شکل۶. نمایش تجزیه زیستی آلاینده‌های آلی با دسترس‌پذیری بهبود یافته توسط گلیکوکنژوگه‌های میکروبی**

میکروارگانیسم‌ها به سبب فعالیت‌های متابولیکی متنوع و قابلیت سازگاری با شرایط محیطی مختلف، قادرند طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های آلی را تجزیه کنند و از این طریق، نقشی کلیدی در زیست‌پالایی آلاینده‌ها ایفا نمایند. شکل۷ برخی از عوامل محدودکننده‌ای را نشان می‌دهد که بر نرخ تجزیه زیستی آلاینده‌های آلی تأثیرگذار هستند. شناخت دقیق عوامل محیطی مؤثر بر تجزیه زیستی آلاینده‌ها برای دستیابی به بازدهی بالای فرآیند زیست‌پالایی ضروری است (Alikhani et al., 2022). عوامل فیزیکی، شیمیایی و زیستی همگی می‌توانند بر سرعت و میزان تجزیه زیستی تأثیرگذار باشند و درک آن‌ها اهمیت ویژه‌ای دارد. پیش از اعمال این فناوری در مقیاس وسیع، اجرای مطالعه‌های پایلوت ضروری است.  این مرحله مقدماتی به ارزیابی شرایط محیطی مناسب برای تجزیه، تعیین قابلیت زیست‌تخریب‌پذیری آلاینده‌ها و شناسایی اقدامات لازم در مواجهه با آلاینده‌های با تجزیه‌پذیری پایین کمک می‌کند.




**شکل۷. عوامل مؤثر بر تجزیه زیستی آلاینده‌های آلی توسط ارگانیسم‌ها**

در شرایط طبیعی و فرآیندهای متداول تخریب زیستی، احتمال وقوع تجزیه ناقص و تولید متابولیت‌های واسطه‌ای که پتانسیل سمیت و پایداری بیشتری نسبت به ترکیب مادر دارند، همواره وجود دارد؛ در سامانه‌های متداول پیل سوختی میکروبی، فرآیند به سمت معدنی‌سازی[1]کامل هدایت می‌شود؛ با این حال، میزان موفقیت در دستیابی به این امر و حذف کامل ریسک‌های زیست‌محیطی، به‌طور مستقیم تحت تأثیر نوع و پیچیدگی ساختار شیمیایی آلاینده هدف است. در این میان، زیست‌لایه‌ها با ایجاد ریزمحیط‌های الکتروشیمیایی غنی از آنزیم‌های اکسیداتیو و تسهیل انتقال الکترون، نقشی بنیادین در غلبه بر موانع تجزیه ایفا می‌کنند؛ این زیست‌لایه‌ها با شکستن ساختارهای مقاوم متابولیت‌های خطرناک، موجب می‌شوند که آلاینده‌ها تا حد امکان به‌صورت کامل و ایمن از چرخه اکوسیستم خارج گردند؛ بنابراین، میکروارگانیسم‌ها جزئی حیاتی از سامانه‌های پیل سوختی میکروبی محسوب می‌شوند؛ زیرا عمدتاً مسئول تولید الکترون از طریق متابولیسم مواد آلی هستند و انتخاب ترکیبات و انواع متناسب این موجودات، با توجه به پارامترهای گفته شده، بر عملکرد و اهداف ما از طراحی این سامانه‌ها تاثیر مستقیمی خواهند داشت .

**تغییرات دما**

با گسترش صنایع و مطالعات اخیر ، تأثیر دما بر واکنش‌های شیمیایی در سامانه‌های تولید انرژی به‌خوبی شناخته شده است هرچند تأثیر دما بر عملکرد پیل‌های سوختی میکروبی (MFC) هنوز به‌طور کامل روشن نیست. بنابراین، درک عمیق‌تر از اثرات دما بر واکنش‌های آندی و کاتدی و تلفات انرژی در سامانه‌های پالایش و تصفیه ضروری است. برای مثال، Firdous و همکاران (Firdous et al., 2018) عملکرد یک پیل سوختی میکروبی مبتنی بر فاضلاب صنایع روغن نباتی را در دو دمای ۲۵ و ۳۵ درجه سانتی‌گراد بررسی کردند؛ آن‌ها دریافتند که در دمای ۳۵ درجه سانتی‌گراد، چگالی توان خروجی به ۶۱۱۹mW/m² رسید که بسیار بالاتر از مقدار ۲۱۶۶mW/m² در دمای ۲۵ درجه بود.

Yaqoobو همکاران نیز (۲۰۲۳)، دما را به‌عنوان یکی از عوامل محیطی اثرگذار بر عملکردMFC معرفی کردند . نویسندگان اشاره کردند که نوسانات دمایی همراه با تغییرات pH و تخریب سوبسترای آلی از مهم‌ترین دلایل افت تدریجی راندمان سیستم در طول زمان هستند؛ به بیان دیگر، قرار گرفتن طولانی‌مدت سیستم تحت تنش‌های محیطی از جمله تغییر دما، باعث کاهش فعالیت میکروارگانیسم‌ها و ناپایداری زیست‌لایه آندی می‌شود و در نتیجه، هم بازدهی تولید انرژی و هم کارایی تجزیه آلاینده (در مطالعه ذکر شده فنول) افت پیدا می‌کند. بنابراین، حفظ شرایط دمایی پایدار برای تضمین عملکرد بلندمدت MFC ضروری دانسته شده است ( Yaqoob et al.,

1. Mineralization

2023).

Pednekar و همکاران (۲۰۰۴) نیز تأکید کردند که دما یکی از پارامترهای کلیدی در تعیین کارایی MFCs است، زیرا مستقیماً بر فعالیت میکروبی، واکنش‌های متابولیک و انتقال الکترون اثر می‌گذارد. به گفته نویسندگان، در دماهای پایین فعالیت میکروب‌ها محدود شده و کارایی سامانه افت می‌کند؛ در حالی که دماهای بالاتر نیز می‌توانند موجب کاهش پایداری و عملکرد این سامانه‌ها شوند. از این‌رو، محدوده‌ی مزوفیلیک (حدود ۳۵–۲۵ °C) به‌عنوان بازه‌ی بهینه برای دستیابی به حذف آلاینده و تولید توان مناسب معرفی شده است. (Liu & Logan, 2004)

بررسی اثرات دما بر عملکرد پیل‌های سوختی میکروبی(MFCs) در سایر مطالعات نیز نشان می‌دهد که این پارامتر، اگرچه حیاتی است؛ اما تأثیر آن به‌شدت وابسته به پایداری حرارتی و ویژگی‌های خاص جامعه میکروبی مورد استفاده است. Hamed و همکاران (Hamed et al., 2021) تأثیر دما را بر تولید برق در یک MFC دو محفظه‌ای ارزیابی کردند. نتایج نشان داد با افزایش دما از ۲۵ تا ۴۰ درجه سانتی‌گراد، جریان الکتریکی افزایش می‌یابد؛ هرچند که فعالیت میکروارگانیسم‌ها در دماهای بالا کاهش یافته و در نتیجه، در نهایت تولید جریان افت می‌کند.؛ در مقابل، An و همکاران مشاهده کردند که در MFC دو محفظه‌ای آن‌ها، تولید انرژی تقریباً مستقل از تغییرات دما بود و تغییرات معناداری مشاهده نشد. به‌طور خاص، تولید زیستی الکتریسیته در ۱۵ درجه سانتی‌گراد با مقدار تولیدشده در ۳۰ درجه سانتی‌گراد برابر بود (An et al., 2023). این تفاوت در نتایج می‌تواند ناشی از وجود جوامع میکروبی مقاوم به دما[1]یا مکانیسم‌های متابولیک متفاوت در مطالعات باشد که عملکرد سیستم را در برابر تغییرات حرارتی تثبیت کرده است. بنابراین، اگرچه دما یک عامل تأثیرگذار و تعیین‌کننده در دینامیک سامانه‌های MFCs محسوب می‌شود، اما حساسیت سیستم به این پارامتر متغیر بوده و به طراحی زیستی و پایداری میکروارگانیسم‌های بستر واکنش بستگی دارد.

**غشای تبادل پروتون (PEM)**

غشای تبادل پروتون (PEM) به‌همراه آند و کاتد، از مهم‌ترین عوامل تعیین‌کننده‌ی عملکرد پیل سوختی میکروبی است و از مخلوط شدن ترکیبات نامطلوب میان این دو محفظه جلوگیری کرده و بخش قابل توجهی از هزینه‌های طراحی و پیاده‌سازی این سلول‌ها را به خود اختصاص میدهد (Dharmalingam et al., 2019).

غشاهای تراوا (نفوذپذیر) که از یونومرها[2]ساخته شده‌اند، انتقال پروتون را تسهیل کرده و در عین حال، از عبور الکترون‌ها جلوگیری می‌کنند. علاوه بر این، این غشاها مانع نفوذ گازهایی مانند اکسیژن ($O_2$) در محفظه‌ی کاتدی و دی‌اکسید کربن ($CO_2$) در محفظه‌ی آندی می‌شوند (Vélez-Pérez et al., 2020).

در مطالعه‌ای توسط Olayiwola Sirajudeen و همکاران (۲۰۲۱)، از کامپوزیت‌های زیست‌پلیمری به‌عنوان غشای تبادل پروتون در تصفیه فاضلاب صنایع غذایی استفاده شد. در این پژوهش، پلی-(R)-۳-هیدروکسی‌بوتیرات (PHB) در غلظت‌های ۵ تا ۱۵ درصد وزنی به‌کار رفت. غشای ۱۵ درصد PHB به چگالی توان ۶۰۱mW/m² دست یافت که بالاتر از غشای تجاری Nafion با چگالی توان ۵۲۰mW/m² بود (Sirajudeen et al., 2021).

در مطالعه دیگر، Suransh و همکاران (۲۰۲۲) از غشاهای خاکی (Earthen membranes) در MFC برای تصفیه فاضلاب سنتزی استفاده کردند. آن‌ها اندازه ذرات ورمیکولیت را به اندازه‌ی غشای Nafion 117 کاهش دادند که باعث کاهش هزینه‌ها نیز شد. پس از این اصلاحات، چگالی توان ۹۹۵/۷۳ ±۴۹/۳ mW/m³حاصل شد (Suransh & Mungray, 2022).

Nayak و همکاران (۲۰۲۳) نیز پیشنهاد کردند که افزودن نانوذرات $SiO_2$ به غشای کامپوزیتی پلیمری می‌تواند به‌عنوان جایگزین مناسبی برای PEM عمل کند. در این پژوهش، بیشینه ولتاژ تولیدی ۹۹۸/۵ mVو چگالی توان ۱/۵mW/m² ثبت شد ( Gautam et al., 2023). از چالش‌های اصلی موجود در غشاهای تجاری نظیر Nafion، تعادل نامناسب بین هدایت پروتونی و نفوذپذیری مواد محلول است که منجر به کاهش بازده کلی سیستم می‌شود (Valimandanipour, 2017). پژوهش‌های اخیر نشان داده‌اند که استفاده از نانوکامپوزیت‌های پلیمری می‌تواند راهکاری موثر برای اصلاح این خواص باشد. به طور خاص، نتایج حاصل از غشاهای مبتنی بر پلی‌استایرن سولفونه تقویت‌شده با نانوصفحات عملکردی نشان داد که این ساختارها قادرند ضمن حفظ هدایت پروتونی در حد مطلوب، انتشار نامطلوب مواد را به شدت کاهش دهند (Mandanipour, 2021). این امر منجر به افزایش نسبت انتخاب‌گرایی شده که شاخصی

1. Thermotolerant
2. Ionomers

حیاتی برای جداسازی موثر آند و کاتد در پیل‌های سوختی میکروبی است. علاوه بر این، گزارش شده است که این غشاهای اصلاح‌شده دارای ظرفیت تبادل یونی و پایداری اکسایشی مناسبی هستند؛ ویژگی‌هایی که آن‌ها را به عنوان کاندیداهای امیدوارکننده‌ای برای کاربردهای گسترده‌تر، از جمله سیستم‌های زیست‌الکتروشیمیایی که نیازمند غشاهای بادوام و کم‌نفوذ هستند، معرفی می‌کند.

بنابراین جنس، نوع و انتخاب مناسب غشای تبادل پروتون، در تعیین عملکرد این سامانه‌ها و ارزیابی هزینه‌ها از اهمیت قابل توجهی بهره‌مند میباشد.

**خاک منبعی غنی از میکروارگانیسم‌ها و زیست‌توده**

خاک به عنوان بستری پیچیده و پویا، مخزنی غنی از زیست‌توده و کانونی برای تعاملات زیستی گسترده محسوب می‌شود. در این اکوسیستم زنده، میکروارگانیسم‌های الکتروژن ارتباطی همزیست و تنگاتنگ حیاتی با سایر اعضای جوامع میکروبی، از جمله باکتری‌ها و قارچ‌ها، برقرار می‌کنند. این همکاری متقابل بدین صورت است که گروه‌های غیرالکتروژن، طی فرآیندهای هوموس‌زایی و معدنی‌سازی، مواد آلی پیچیده را به ترکیباتی ساده‌تر و قابل‌استفاده، تجزیه کرده و در اختیار باکتری‌های الکتروژن قرار می‌دهند تا در نهایت جهت تولید زیستی الکتریسیته مصرف شوند. با این وجود، کارایی و نرخ این فرآیندهای بیوشیمیایی، وابستگی مستقیمی به نوع میکروارگانیسم‌ها و شرایط فیزیکی و شیمیایی حاکم بر محیط زیست آن‌ها دارد (Waldrop et al., 2012).

یکی از شناخته‌شده‌ترین باکتری‌های الکتروژن که در بسیاری از پژوهش‌های مرتبط با فناوری MFC در جهان مورد استفاده قرار می‌گیرد، *Geobacter sulfurreducens* است. این باکتری خاک‌زی به‌طور طبیعی توانایی کاهش گونه‌های اکسید فلزات مانند Fe(III) و Mn(IV) را در شرایط بی‌هوازی دارد و نخستین‌بار از رسوبات یک کانال آلوده جداسازی شد (Methe et al., 2003). در این گونه، انتقال الکترون به آهن از طریق مجموعه‌ای از واکنش‌های اکسایش کاهش صورت می‌گیرد که حضور سیتوکروم‌های غشای خارجی (پروتئین‌های انتقال‌دهنده الکترون) عامل اصلی این فرآیند است.

گونه‌ی متفاوت دیگری از خانواده *Geobacter* که از خاک جداسازی شده است، *G. metallireducens* می‌باشد که نخستین میکروارگانیسم شناخته‌شده قادر به کاهش اکسیدهای نامحلول آهن(III)، همراه با اکسیداسیون اسیدهای چرب کوتاه زنجیر یا الکل‌ها است (Lovley et al., 1993) . توانایی کاهش فلزاتی مانند Fe(III) ، Mn(IV) و Co(III) تحت شرایط بی‌هوازی در *Shewanella putrefaciens*نیز مشاهده شده است؛ باکتری‌ای که از رسوبات رودخانه‌ای جدا گردیده بود. این گونه قادر است الکترون‌ها را هم از طریق سیستم سیتوکروم‌های غشای خارجی و هم از طریق زائده‌های مویی‌شکل غشایی[1] که نقش نانوسیم را دارند، حتی در فواصل نسبتاً دور از سلول، منتقل کند (Rossmann et al., 2015). در گونه‌ی *Pseudomonas aeruginosa* که از ریزوسفر جداسازی گردید، انتقال الکترون خارج‌سلولی بیشتر به دلیل ترشح واسطه‌های اکسید کاهش، به‌ویژه پیوسیانین‌ها، انجام می‌شود (De Celis et al., 2021).

به‌طور کلی، تنوع و فراوانی میکروارگانیسم‌های موجود در خاک نه‌تنها برای رشد و تغذیه‌ی گیاهان اهمیت بنیادی دارد، بلکه با تجزیه‌ی ترکیبات پیچیده‌ی آلی و تولید مولکول‌های ساده‌تر، بستر مناسبی را برای توسعه و فعالیت باکتری‌های الکتروژن فراهم می‌آورد. این باکتری‌ها قادرند الکترون‌های حاصل از فرآیندهای متابولیکی خود را به سطح الکترود منتقل کرده و بدین ترتیب، در سلول‌های سوختی میکروبی (MFCs) مورد بهره‌برداری قرار گیرند. این تعامل زیست الکتروشیمیایی، نقش کلیدی در پایداری عملکرد و بازده انرژی سامانه‌های زیست‌الکتروشیمیایی ایفا می‌کند.

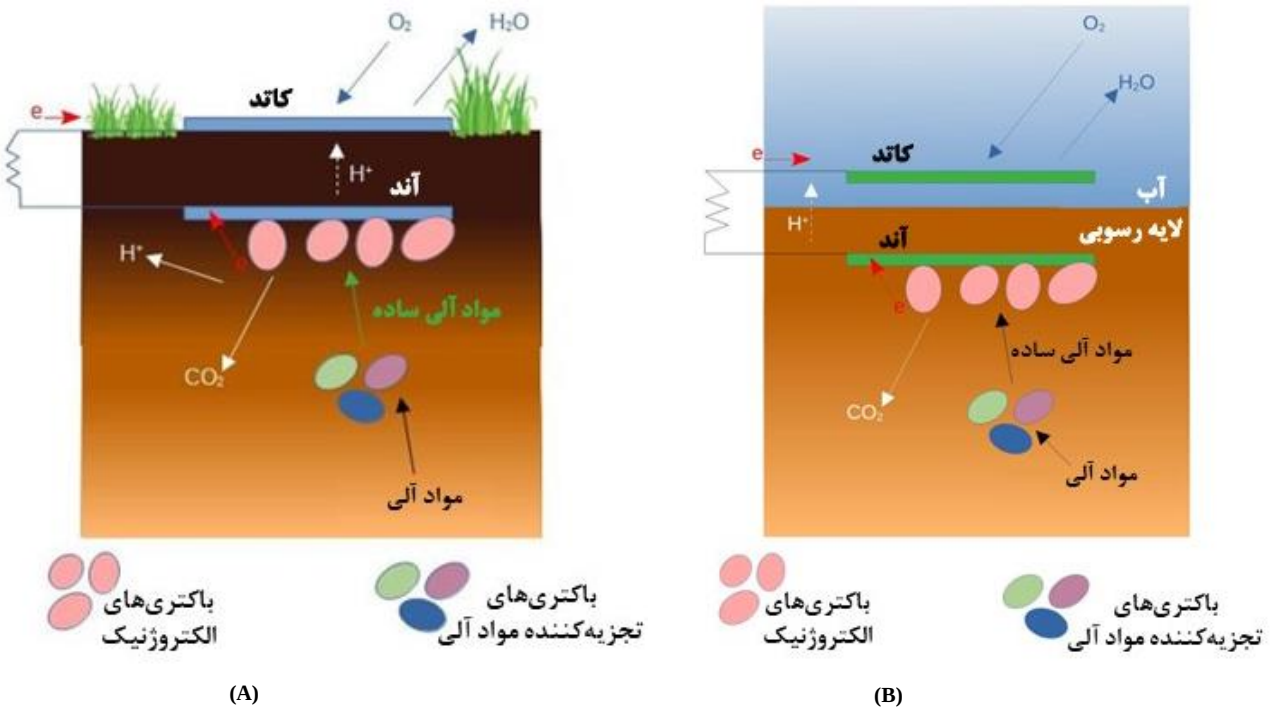
**انواع پیل‌های سوختی میکروبی مبتنی بر خاک**

تاکنون، طیف وسیعی از پیل‌های سوختی میکروبی مبتنی بر خاک (SMFCs) در اکوسیستم‌های متنوعی توسعه یافته‌اند؛ از تالاب‌های طبیعی گرفته تا سامانه‌های و اراضی کشاورزی، جنگلی و رسوبات رودخانه‌ای. این تنوع گسترده زیست‌محیطی، اگرچه نشان‌دهنده انعطاف‌پذیری بالای این فناوری است، اما پیچیدگی‌های نظری و عملیاتی متعددی را نیز به همراه دارد. از منظر مفهومی، تفاوت‌های بنیادین در ترکیب بافت خاک، هیدرولوژی، در دسترس بودن بسترهای آلی و نوع و تنوع زیستی بومی، منجر به ایجاد مکانیسم‌های متفاوت انتقال الکترون و تعاملات میکروبی می‌شود که عملکرد هر سیستم را منحصربه‌فرد می‌سازد. از دیدگاه عملیاتی، این تفاوت‌ها مستقیماً بر طراحی پیکربندی الکترودها، رویکردهای پالایش، پایداری طولانی‌مدت و پتانسیل مقیاس‌پذیری تأثیر می‌گذارند؛ به‌طوری‌که یک طراحی موفق در رسوبات دریایی ممکن است در خاک‌های کشاورزی کارایی نداشته باشد. بنابراین، صرف در نظر گرفتن SMFCs به عنوان یک کلیت واحد، مانع از درک دقیق پتانسیل‌ها و محدودیت‌های هر اکوسیستم می‌شود. این ضرورت علمی موجب شده است تا

1. Pili

پژوهشگران برای تسهیل مقایسه نتایج، بهینه‌سازی پارامترها و درک دقیق‌تر دینامیک‌های محیطی، دسته‌بندی‌های مشخصی را برای این سیستم‌ها تعریف کنند. در ادامه، به منظور شفاف‌سازی این تفاوت‌های عملیاتی و مفهومی، به معرفی و بررسی دقیق این دسته‌بندی‌ها خواهیم پرداخت (Song et al., 2019; Sun et al., 2025).

**سلول‌های سوختی میکروبی خاکی (Soil MFCs) :** این گروه در گستره‌ای از انواع خاک فعالیت دارند؛ از خاک‌های کشاورزی گرفته تا باتلاق‌ها، مراتع و جنگل‌ها. در چنین سامانه‌هایی، خاک نقش بستر نگه‌دارنده، جداکننده طبیعی بین آند و کاتد و همچنین منبع مواد آلی و جمعیت میکروبی را ایفا می‌کند. در این نوع MFC معمولاً گیاهان حضور ندارند یا اثر گیاهان موجود بر فرآیند اغلب نادیده گرفته می‌شود . (شکل۸A)




**شکل۸. شماتیک یک پیل سوختی میکروبی خاکی(A) و رسوبی(B)**

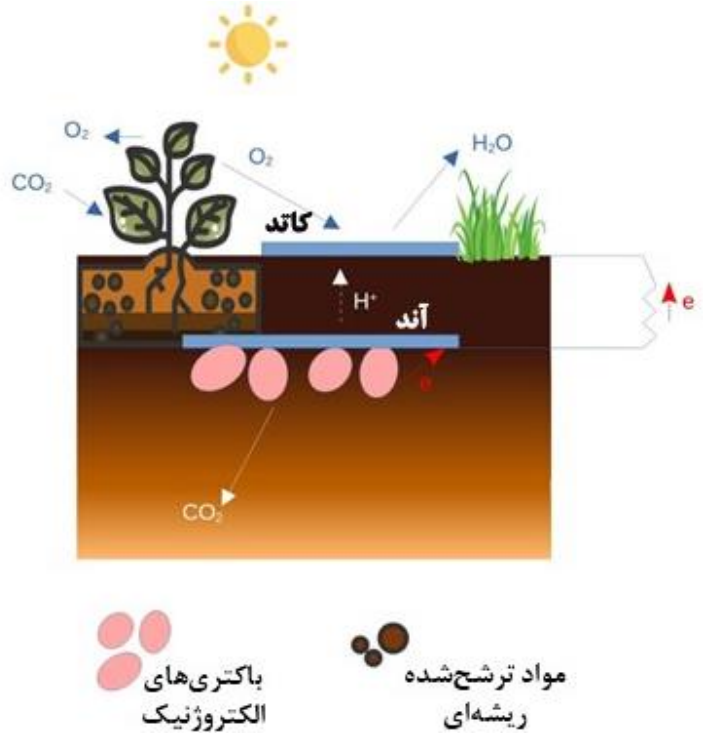
**سلول‌های سوختی میکروبی رسوبی (Sediment MFCs):** این نوع سلول‌ها در رسوباتی فعال هستند که شامل دو فاز خاک و آب می‌باشند. وظیفه خاک در این سامانه مشابه پیل‌های سوختی میکروبی خاکی است و اغلب اثرات احتمالی گیاهان موجود در محیط همانند سلول‌های سوختی میکروبی خاکی مورد توجه قرار نمی‌گیرد. (شکل۸B)

**سلول‌های سوختی میکروبی تالاب‌های مصنوعی (CW-MFCs):** در این رویکرد، فناوری MFC با تالاب‌های ساخته‌شده (Constructed Wetlands) ادغام شده که تمرکز اصلی آن بر تصفیه فاضلاب می‌باشد.

**سلول‌های سوختی میکروبی گیاهی (Plant MFCs):** این دسته از سلول‌های سوختی میکروبی، در ناحیه ریزوسفر گیاهان زنده فعالیت کرده و طراحی میشوند. در اینجا نیز خاک عمدتاً نقش تکیه‌گاه فیزیکی، منبع غنی از میکروارگانیسم‌ها و جداکننده طبیعی بین الکترودها را بر عهده دارد. (شکل۹)

پژوهش پیشگامانه ریمرز و همکاران (۲۰۲۱) برای نخستین‌بار نشان داد با به‌کارگیری الکترودهای پلاتین و گرافیت، می‌توان پتانسیل الکتروشیمیایی نهفته در رسوبات دریایی را استخراج و جریان الکتریسیته تولید کرد (Reimers et al., 2001). گرچه توان خروجی این سامانه بسیار اندک بود (حدود ۱۰ میلی‌وات بر متر مربع سطح آند)، اما همین یافته اثبات کرد که تولید مستقیم برق از اکوسیستم‌های خاکی شدنی است. این نتیجه به‌عنوان نقطه شروع موج جدیدی از پژوهش‌ها عمل کرد. بعدها روشن شد که تولید برق از دیگر اکوسیستم‌های خاکی مانند زمین‌های کشاورزی، مراتع، خاک‌های جنگلی، باتلاق‌ها نیز امکان‌پذیر است (Zaeni et al., 2020). بنابراین و با توجه به ضرورت حفاظت از منابع و گذار به سمت منابع انرژی تجدیدپذیر و رویکردهای مدیریت پایدار اکوسیستم‌ها، توجه

شایانی به بهره‌گیری از پتانسیل‌های پیل‌های سوختی میکروبی مبتنی بر خاک به عنوان یک فناوری استراتژیک و امیدوارکننده، توصیه می‌گردد.




**شکل۹. شماتیک یک پیل سوختی میکروبی گیاهی(PMFC)**

**باکتری‌های الکتروفعال در پیل‌های سوختی میکروبی متنبی بر اکوسیستم خاک**

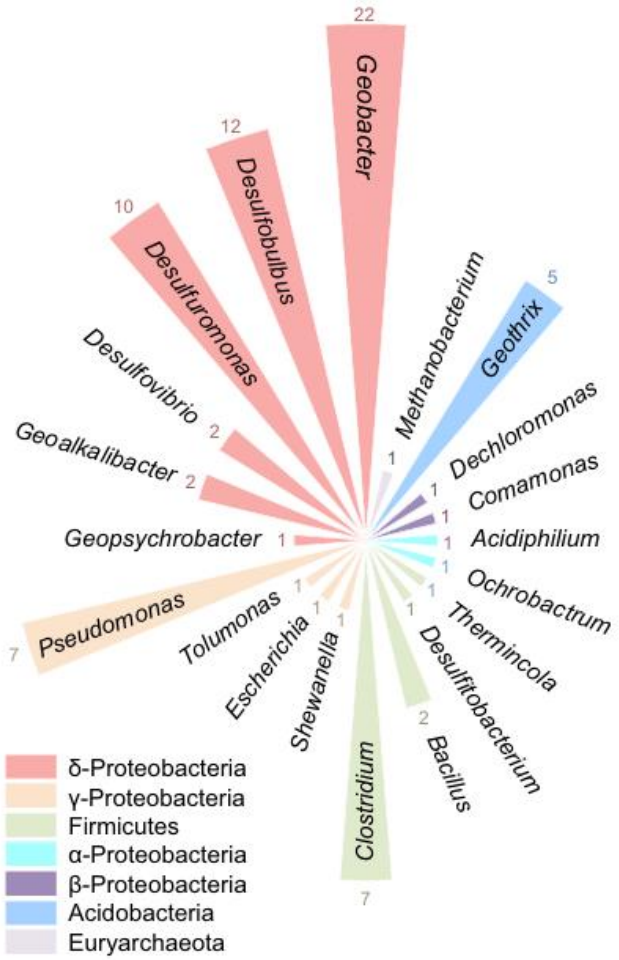
باکتری‌های الکتروژن با تسریع آزادسازی الکترون از پیوندهای پرانرژی ترکیبات آلی، زیربنای فرآیندهای بازیابی انرژی و زیست‌پالایی خاک را فراهم می‌کنند. تجمع و فعالیت اجتماعات میکروبی حاضر در سامانه که به‌شدت تحت‌تأثیر شرایط الکتروشیمیایی حاکم در SMFCقرار دارند، تعیین‌کننده کارایی کلی این سامانه است (Vishwanathan, 2021). این محیط الکتروشیمیایی ویژه، رشد و فعالیت میکروارگانیسم‌های دارای توانایی انتقال الکترون برون‌سلولی (EET) را تقویت کرده و در نهایت، برآیند جوامع میکروبی بومی خاک را به اجتماعات میکروبی الکتروفعال تبدیل می‌سازد (Garbini et al., 2023).

با وجود مطالعات گسترده روی باکتری‌های الکتروفعال (EABs) در رسوبات آبی ، اکوسیستم‌های خاکی علیرغم تنوع زیستی بیشتر،کمتر مورد بررسی قرار گرفته‌اند. پژوهش‌های انجام‌شده در محیط‌های خاص، نقش گونه‌های باکتریایی گوناگون الکتروفعال را در عملکرد SMFCs روشن کرده‌اند. برای نمونه، در مطالعات صورت‌گرفته روی خاک‌های شالیزی نشان داده شده که این سلول‌ها موجب غنی‌سازی میکروب‌هایی می‌شوند که تحرک آهن (Fe) و آرسنیک (As) را تعدیل کرده و منجر به انتقال آن‌ها به سیال منفذی (آب) خاک می‌گردند (Gustave et al., 2019).

خانواده‌های میکروبی کلیدی شناسایی‌شده در SMFCs شامل *Geobacteraceae* ، *Xanthomonadaceae*، *Bacillaceae* ، *Chitinophagaceae* و تک‌تبارهای *Actinomycetota*، *Bacteroidota*، *Pseudomonadota*و*Bacillota* می‌باشند ( Dolfing, 2014; Zhu, Tang, et al., 2018; Zhu, Wu, et al., 2018; Zhuang et al., 2015). این میکروب‌ها فرآیند انتقال الکترون به آند را تسریع می‌کنند و توسط باکتری‌های تخمیرکننده مانند *Clostridium* و *Bacteroides* تکمیل می‌شوند (Song et al., 2019; Wong et al., 2018). باکتری‌های تخمیری با تولید متابولیت‌هایی مانند استات و اسیدهای چرب کوتاه‌زنجیر، در مراحل اولیه عملکرد SMFC به‌عنوان سوبسترا برای باکتری‌های الکتروژن عمل می‌کنند (Dolfing, 2014; Simeon et al., 2022).

اگرچه وجود اجتماعات میکروبی متنوع می‌تواند توان تولید برق درSMFCs را افزایش دهد، اما احتمال تولید محصولات جانبی سمی نیز وجود دارد که می‌تواند تعادل و پویایی اجتماع میکروبی را مختل کند. شکل‌گیری زیست‌لایه‌ها به‌عنوان محیط‌هایی محافظ، نه تنها میکروب‌های حساس را از ترکیبات مضر محافظت می‌کند بلکه امکان خنثی‌سازی این ترکیبات را فراهم می‌آورد ( Semenec et al.,

2018)؛ همچنین با گذشت زمان، سازگاری ژنتیکی گونه‌ها موجب غنی‌سازی جمعیت‌های مقاوم می‌شود و بازدهی و پایداری بلندمدت سامانه‌های SMFC را تضمین می‌کند (Sreelekshmy, 2020). شکل ۱۰، به معرفی پراستفاده ترین جنس‌های الکتروفعال گزارش‌شده بر روی الکترودهای پیل‌های سوختی میکروبی متنبی بر اکوسیستم خاکی می‌پردازد .




**شکل۱۰. رایج‌ترین جنس‌های باکتری‌های الکتروفعال گزارش‌شده بر روی الکترودهای SMFC در ادبیات علمی. عدد مقابل هر نام نشان‌دهنده تعداد دفعاتی است که آن جنس در مطالعات منتشرشده SMFC گزارش شده است. (Yang & Chen, 2021)**

پایداری بلندمدت آلاینده‌ها در یک محیط سبب می‌شود که جمعیت‌های میکروبی بومی در گذر زمان به‌صورت تدریجی با ترکیبات آلاینده سازگار و انطباق‌یافته شوند. این فرایند تطبیق زیستی منجر به افزایش تنوع و فراوانی گونه‌های تجزیه‌کننده‌ی کارآمد می‌گردد که توانایی استفاده از آلاینده‌ها را به‌عنوان منبع کربن و انرژی به‌دست می‌آورند. ازاین‌رو، در مناطقی که در معرض آلودگی مزمن قرار دارند، احتمال جداسازی و شناسایی سویه‌های میکروبی با توان تجزیه‌ی بالا به‌مراتب بیشتر است. این ویژگی، اهمیت اکولوژیکی مناطق آلوده را به‌عنوان منابع بالقوه‌ی میکروارگانیسم‌های بومی مقاوم و زیست‌پالاینده برجسته می‌سازد (Ghorbannezhad et al., 2018).

هم‌زیستی متابولیکی[1] نقش اساسی در ارتقای عملکرد سامانه‌های SMFC ایفا می‌کنند. بسیاری از فرآیندهای میکروبی، به‌ویژه در محیط‌های بی‌هوازی یا متانوژنیک که در این سلول‌ها شایع هستند، وابسته به سنتروفی‌اند (Kuo et al., 2021). به‌عنوان نمونه، در شرایط فاقد اکسیژن و نیترات، برخی گروه‌های باکتریایی نظیر *Comamonadaceae* توانایی الکتروژنتیک قابل‌توجهی از خود نشان می‌دهند. در چنین محیط‌هایی، گونه‌های مختلف میکروبی با هم‌افزایی متابولیکی به تجزیه‌ی ترکیبات آلی پیچیده‌ی خاک می‌پردازند؛ به‌طوری که هر گونه، گام خاصی از زنجیره‌ی کاتابولیکی را بر عهده دارد. این تنوع زیستی بالا در اجتماع میکروبی موجب می‌شود طیف گسترده‌تری از ترکیبات آلی هدف قرار گرفته و از طریق مسیرهای متابولیکی گوناگون به انرژی زیستی تبدیل شوند. در نهایت، این هم‌زیستی کارآمد،

1. Syntrophic interactions

کارایی تبدیل انرژی و بازده الکتروژنتیک SMFCها را به‌طور محسوسی افزایش می‌دهد (Yang & Chen, 2021).

پژوهش اخیر مقیمی و همکاران (۲۰۲۵) نشان داد که اعمال میدان‌های الکترومغناطیسی با فرکانس رادیویی ( RF-EMF ، ۱۵۰ کیلوهرتز) می‌تواند به‌طور چشمگیری رشد، ساختار و رفتار متابولیکی زیست‌لایه‌های باکتریایی *Pseudomonas aeruginosa* و همچنین اجتماعات میکروبی پیچیده‌ی حاصل از شیرابه‌ی زباله را تعدیل کند. در حالی‌که تابش EMF به‌طور مؤثری از رشد کنترل‌نشده‌ی زیست‌لایه‌ها (تا حدود ۹۷٫۵٪) جلوگیری کرد، هم‌زمان اثرات هم‌افزای زیستی نیز مشاهده شد که توان زیست‌پالایی باکتری *P. aeruginosa*را در شرایط کنترل‌شده بهبود می‌بخشید. این دوگانگی عملکرد یعنی مهار زیست‌لایه‌های مضر در کنار تحریک فعالیت‌های متابولیکی مفید نشان می‌دهد که میدان‌های الکترومغناطیسی می‌توانند به‌صورت هدفمند در سامانه‌های زیست‌الکتروشیمیایی مانند پیل‌های سوختی میکروبی (MFC) مورد استفاده قرار گیرند. به‌ویژه، تحریک الکترومغناطیسی قادر است معماری زیست‌لایه‌ها را بهینه کند، کلنی‌زایی آنود را در سطح مطلوب نگه دارد، و انتقال الکترون خارج‌سلولی (EET) را از طریق تأثیر بر مسیرهای اکسایش کاهش و ترکیب جامعه‌ی میکروبی بهبود دهد. بر این اساس، پیل‌های سوختی میکروبی با تحریک الکترومغناطیسی می‌توانند رویکردی نوآورانه و پایدار برای افزایش بازده تولید توان و بهبود کارایی حذف آلاینده‌ها در سامانه‌های زیست‌الکتروشیمیایی یکپارچه فراهم کنند( Moghimi et al., 2025) .

**فناوری SMFCs به‌عنوان ابزاری برای تصفیه‌زیستی خاک**

در طی فرآیند تصفیه زیستی در این سلول‌ها ، آلاینده‌ها از طریق واکنش‌های اکسایش کاهش تجزیه شده و یون‌های هیدروژن ($H^+$)، الکترون‌ها ($e^-$) و دی‌اکسید کربن ($CO_2$) آزاد می‌گردند (معادله ۳) (Kim et al., 2022).

$$(CH_2O)n + H_2O \rightarrow CO_2 + H^+ + e^-$$ (واکنش آندی؛ معادله ۳ )

باکتری‌های الکتروفعال این الکترون‌ها را جذب کرده و به سمت آند، که اغلب از مواد کربنی رسانا ساخته می‌شود، انتقال می‌دهند؛ بنابراین آند در این سامانه نقش گیرنده‌ی الکترون را ایفا می‌کند. سپس الکترون‌های منتقل‌شده از طریق مدار خارجی به کاتد جریان می‌یابند، جایی که به گیرنده‌ی نهایی الکترون ، غالباً اکسیژن در شرایط هوازی، منتقل می‌شوند و نهایتاً مولکول‌های آب تشکیل می‌گردند (معادله ۴) (Chakraborty et al., 2020). این جریان پایدار الکترونی اختلاف پتانسیل میان الکترودها را برقرار کرده و بستر لازم برای بازیابی انرژی و تولید برق زیستی را فراهم می‌سازد.

$$O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$$ (واکنش کاتدی؛ معادله ۴ )

نفت خام، سوخت فسیلی تیره‌رنگ و غلیظی است که به‌صورت مایع ویسکوز وجود دارد و از مخلوطی از هیدروکربن‌های ساده و پیچیده با وزن‌های مولکولی متفاوت تشکیل شده است. این ترکیب به‌عنوان ماده‌ی اولیه در تولید فرآورده‌های پتروشیمی و سوخت‌های گوناگون مورد استفاده قرار می‌گیرد (Moghimi et al., 2016).

مطالعات متعددی، موفقیت پیل‌های سوختی میکروبی را در حذف ترکیبات آلی پایدار از خاک و رسوبات نشان داده‌اند که پتانسیل بالای آن‌ها را در پالایش خاک‌های آلوده به PAHs (هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه) تأیید می‌کند.

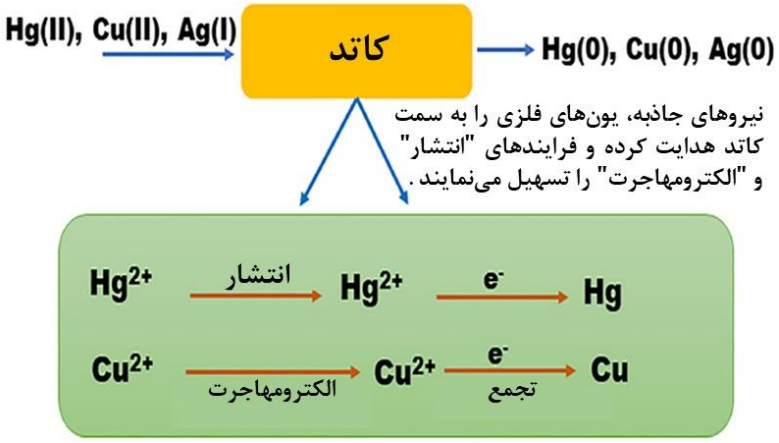
در فرآیند تجزیه‌ی PAHs در SMFC، میکروارگانیسم‌ها مولکول‌های آلی را به ترکیبات ساده‌تری تجزیه کرده و هم‌زمان تولید برق زیستی را تسهیل میکنند . جریان الکتریکی تولیدشده، رشد و فعالیت میکروارگانیسم‌های عملکردی و میکروفلورای همزیست را تحریک کرده و تجزیه زیستی آلاینده‌های آلی را تسریع می‌کند. اثر هم‌زمان تصفیه خاک و تولید جریان الکتریکی، انتقال الکترون‌های آزاد را افزایش داده و سرعت واکنش‌های اکسایش کاهش در خاک را تسریع می‌کند(Ma et al., 2021). به‌طور همزمان، فناوری MFC برای تولید انرژی از خاک برخلاف تصفیه الکتروکینتیک است که به انرژی خارجی نیاز دارد. این سلول‌ها باعث ایجاد آلودگی ثانویه در خاک نمی‌شود و برای حذف آلاینده‌های با غلظت پایین مناسب‌تر می‌باشند (Wu et al., 2020). هم‌زمان، استفاده از MFC برای پاکسازی زیستی با بازده بالای تبدیل انرژی و قابلیت کار در شرایط آب و هوایی مختلف همراه است.

علاوه بر حذف هیدروکربن‌های چندحلقه‌ای آروماتیک (PAHs)، سامانه‌های SMFC در پالایش سایر آلاینده‌ها نظیر فلزات سنگین و کل هیدروکربن‌های نفتی (TPHs) نیز عملکردی امیدبخش نشان داده‌اند. به‌عنوان نمونه، استفاده از بایوچار به‌عنوان ماده‌ی الکترودی در پیل‌های سوختی میکروبی برای حذف TPH نتایج موفقیت‌آمیزی به همراه داشته است؛ این امر عمدتاً ناشی از رسانایی الکتریکی بالای بایوچار و قابلیت آن در تسهیل انتقال الکترون می‌باشد (Li et al., 2019).

در SMFCs، پالایش فلزات سنگین عمدتاً در ناحیه‌ی کاتد و از طریق واکنش‌های احیایی انجام می‌گیرد؛ بدین صورت که یون‌های

فلزی به‌جای اکسیژن نقش گیرنده‌ی نهایی الکترون را ایفا می‌کنند؛ انتخاب این مسیر وابسته به پتانسیل کاهش فلزات است. با این حال، حضور اکسیژن می‌تواند احیای یون‌های فلزی با پتانسیل کاهش پایین به فلزات خنثی را مهار نماید؛ بنابراین، ایجاد شرایط بی‌هوازی در ناحیه‌ی کاتد برای بهینه‌سازی این فرآیند ضروری است (Abbas & Rafatullah, 2021). یون‌های فلزات سنگین موجود در خاک می‌توانند به آب منفذی خاک نفوذ کنند و در این محیط، کاتد از طریق فرآیندهای جذب سطحی و واجذب؛ امکان بازیابی فلزات خنثی را فراهم می‌سازد (شکل ۱۱) (Liu et al., 2021).

در یک مطالعه‌ی آزمایشگاهی بر روی خاک آلوده به فلزات سنگین، استفاده از این سلول‌ها نشان داد که یون‌های فلزی با بار مثبت تحت تأثیر میدان الکتریکی القاشده در سلول، از ناحیه‌ی آند به سمت کاتد مهاجرت می‌کنند. در نتیجه، پس از اجرای فرآیند سلول، کاهش قابل‌توجهی در غلظت فلزاتی نظیر روی (Zn) و کادمیم (Cd) در خاک مجاور آند مشاهده شد (Chen et al., 2015).




**شکل ۱۱. مسیرهای تجزیه فلزات سنگین در سلول‌های سوختی میکروبی خاک (SMFCs)**

بنابراین در این راستا، طراحی و مهندسی هدفمند کنسرسیوم‌های میکروبی با قابلیت‌های مکمل در انتقال الکترون و تجزیه آلاینده‌ها، افق‌های نوینی برای ارتقای بازده فرآیند زیست‌پالایی و کارایی سامانه‌های SMFC ترسیم می‌کند. چنین کنسرسیوم‌هایی می‌توانند با ترکیب ویژگی‌های الکتروژنی و کاتابولیکی گونه‌های مختلف، همزمان کارایی برق زیستی و سرعت حذف آلاینده‌ها را بهبود بخشند.

### تجزیه آلاینده‌های آلی

آلاینده‌های آلی، شامل آلاینده‌های آلی به‌راحتی قابل‌تجزیه و آلاینده‌های آلی مقاوم، به‌طور گسترده در رسوبات آبی و آب بالادست حضور دارند. در بیشتر مطالعات این سلول‌ها، آند به‌عنوان یک پذیرنده الکترون جایگزین برای تسهیل تخریب ماده آلی عمل می‌کند. برای آلاینده‌های آلی به‌راحتی قابل‌تجزیه موجود در رسوبات، تخریب بی‌هوازی معمولاً با کاهش نیترات، Fe(III)، سولفات و دی‌اکسید کربن همبسته است که نتیجه آن تولید نیتریت، Fe(II)، سولفید و همچنین انتشار متان است(Singh, 2001). پس از قرار دادن آند در محیط، تنفس الکترونی رخ داده و مقدار بیشتری ATP سنتز می‌شود (Li & Yu, 2015) ، بنابراین تخریب و تجزیه آلاینده با افزایش کربن آلی کل (TOC)، کربن آلی محلول (DOC) و اسیدهای چرب، به‌ویژه در اطراف الکترود آند سلول، انجام می‌گردد (Zhou et al., 2015).

آلاینده‌های آلی با قابلیت تجزیه بالا می‌توانند به‌طور مستقیم توسط میکروارگانیسم‌های انتقال‌دهنده الکترون (EAMs) تجزیه شوند. بنابراین، SMFCs با غنی‌سازی گونه‌هایی مانند *Pseudomonas*، *Desulfobulbus* و *Geobacter* که توانایی تخریب آلاینده‌های آلی به‌راحتی قابل‌تجزیه و همزمان تولید جریان الکتریکی در رسوبات را دارند، فرآیند حذف این آلاینده‌ها را بهبود می‌بخشند (Kabutey et al., 2019).

### تجزیه آلاینده‌های آلی پایدار در SMFCs

در خصوص آلاینده‌های آلی پایدار، سلول‌های سوختی میکروبی خاک توان بالقوه‌ی بالایی برای تسریع تجزیه هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، آنتی‌بیوتیک‌ها، هیدروکربن‌های نفتی و آفت‌کش‌های آلی مقاوم دارند (Cao et al., 2015; Mohanakrishna et

al., 2019). این فرآیند عمدتاً از طریق آندهای مدفون تحریک می‌شود، به‌طوری‌که آندها به‌عنوان گیرنده‌های الکترون عمل کرده و اکسایش آلاینده‌های مقاوم را تسهیل می‌کنند. مطالعات نشان داده‌اند که میکروارگانیسم‌های الکتروفعال (EAMs) نظیر *Desulfobulbus* و *Geobacter* در ناحیه مجاور الکترود غنی‌سازی می‌شوند و فراوانی آن‌ها رابطه مستقیمی با راندمان حذف آلاینده دارد (Zhao et al., 2018). با وجود این، بسیاری از EAMs قادر به تجزیه مستقیم آلاینده‌های آلی مقاوم نیستند؛ بنابراین، حضور همزمان میکروارگانیسم‌های تجزیه‌کننده نیز ضروری است. مطالعه‌ی Ghorbannezhad و همکاران (۲۰۲۱) نشان داد که ترکیب میکروارگانیسم‌های مختلف، به‌ویژه قارچ‌ها و باکتری‌ها، می‌تواند به‌طور چشمگیری بازده تجزیه زیستی نفت خام سنگین را افزایش دهد. در میان چهار نوع کشت بررسی‌شده، کشت متوالی قارچی‌باکتریایی (SMC) با ترکیب گونه‌های قارچی *Aspergillus* و باکتری‌های *Glutamicibacter sp*. بالاترین بازده تجزیه (۶۶٪) را داشت. این افزایش کارایی به تعامل هم‌افزای قارچ‌ها و باکتری‌ها در ترشح آنزیم‌ها و بیوسورفکتانت‌ها نسبت داده شد که موجب افزایش دسترسی زیستی هیدروکربن‌ها و تجزیه‌ی مؤثرتر ترکیبات نفتی گردید (Ghorbannezhad et al., 2018). عملکرد پیل‌های سوختی میکروبی در بسترهای خاکی و رسوبی بیانگر پتانسیل چشمگیر این فناوری در مدیریت آلاینده‌های پایدار محیط‌زیستی است. داده‌های برگرفته‌از مطالعات تجربی (جدول۱) نشان می‌دهند که بازه کارایی این سامانه‌ها در حذف آلاینده‌های متنوع، از حدود ۴۲٪ برای هیدروکربن‌های نفتی تا ۹۱٪ برای علف‌کش‌های مقاوم نظیر آترازین گسترده است که این نوسانات عمدتاً ریشه در ساختار و رفتار شیمیایی متفاوت آلاینده‌ها، پیکربندی الکترودها، نوع و بافت خاک موجود در این سامانه‌ها میباشد؛ همچنین، در تخریب ترکیبات چندحلقه‌ای (PAHs) نظیر آنتراسن، پیرن و بنزو[a]پایرن که از چالش‌های اصلی خاک‌های آلوده هستند، این فناوری توانسته است نرخ‌های حذف موثری در بازه ۴۶ تا ۹۲٪ ثبت کند. در کنار این دستاوردهای زیست‌پالایی، بازه تولید توان الکتریکی در این مطالعات نیز بین ۲۴ تا ۷۷/۵ میلی‌وات بر متر مربع نوسان داشته است؛ امری که تأیید می‌کند پیل‌های سوختی میکروبی قادرند با ارائه رویکردی دوگانه، همزمان با بازیابی کیفیت خاک، انرژی پایدار نیز تولید کنند.

**جدول۱. پاکسازی زیستی آلاینده‌های آلی در MFCs مبتنی بر اکوسیستم خاکی**

| پیکربندیMFC | نوع اکوسیستم خاک | حذف آلاینده‌های خاک | تولید توان در طول زیست‌پالایی | منابع |
|---|---|---|---|---|
| MFCتک‌محفظه‌ای با الکترودهای نمد گرافیتی | خاک صنعتی پتروشیمی | آنتراسن: ٪۶۱/۶، پیرن: ٪۵۵/۹، کل هیدروکربن‌های نفتی: ٪۵۹/۱ | mW/m²۲۴ | (Yu et al., 2022) |
| آند ساقه ذرت متخلخل اصلاح‌شده با نانولوله کربنی + کاتد نمد کربنی | خاک دانشگاه | هیدروکربن نفتی: ٪۴۲/۲ | n/a | (Li et al., 2022) |
| MFCدومحفظه‌ای | رسوب | نفتالین: ٪۶۹/۹، آسنفتن: ٪۵۵/۶، پیرن: ٪۴۶/۸ | mW/m²۲۵ | (H. Zhang et al., 2022) |
| الکترودهای کربن فعال دانه‌ای | خاک | علف‌کش آترازین: ٪۹۱/۷ | n/a | (Wang et al., 2017) |
| الکترودهای نمد گرافیتی | خاک | بنزو[a]پایرن: ٪۷۲/۵ | n/a | (Liang et al., 2021) |
| الکترودهای کربنی | خاک شالیزار غرقابی | فنول: ٪۹۰/۱ | mW/m²۲۹،۴۵ | (Huang et al., 2011) |
| الکترودهای کربن فعال دانه‌ای | خاک سطحی زراعی | آفت‌کش هگزا کلروبنزن : ٪ ۷۱/۱ | mW/m²۷۷،۵ | (Cao et al., 2015) |
| آند نمد گرافیتی + کاتد کربن فعال | خاک دانشگاه | تتراسایکلین: ٪۶۴/۵ | W/m³۸،۸ | (Cui et al., 2022) |

به‌عنوان مثال، ارگانیسم‌هایی مانند Clostridium، *Longilinea* و *Acetoanaerobium* در تجزیه بی‌فنیل‌های پلی‌کلره(PCBs)، *Acinetobacter sp* و خانواده *Peptostreptococcaceae* در تجزیه هیدروکربن‌های نفتی نقش‌آفرینی می‌کنند (Wu et al., 2019; Zhao et al., 2018). این باکتری‌ها در تعاملات سنتروفیک باEAMs قرار گرفته و آلاینده‌ها را به ترکیبات ساده‌تر و قابل‌استفاده به‌عنوان دهنده الکترون برای EAMs تبدیل می‌کنند. چنین تعاملاتی موجب افزایش چشمگیر نرخ تجزیه آلاینده‌های مقاوم در سامانه‌های SMFCمی‌شود (شکل ۱۳ بخش ۱) . شایان توجه است که دامنه حذف آلاینده معمولاً محدود به چند سانتی‌متر در اطراف الکترود است. افزودن مواد هادی مانند بایوچار می‌تواند این محدوده را تا حدود ۱۶ cm گسترش دهد و موجب شکل‌گیری شبکه‌های همزیستی باکتری بایوچار گردد (Cai et al., 2020).

**استفاده از پیل‌های سوختی میکروبی برای تجزیه فتالات‌ها به عنوان آلاینده‌های آلی پایدار نوظهور**

استرهای اسید فتالیک (Phthalic Acid Esters یا PAEs) که معمولاً فتالات‌ها نامیده می‌شوند، مواد افزودنی مصنوعی هستند. استفاده از فتالات‌ها از سال ۱۹۳۰ آغاز شده و حدود ۷۵ درصد از کل تولید نرم‌کننده‌های پلاستیکی را تشکیل می‌دهند. خانواده‌ی فتالات‌ها

شامل ترکیباتی نظیر دی‌متیل فتالات (DMP)، دی‌اتیل فتالات (DEP) ، دی‌بوتیل فتالات(DBP) و دی اتیل هگزیل فتالات (DEHP) است که به‌طور گسترده در صنایع مختلفی مانند نساجی، پتروشیمی، تولید چسب و فرآورده‌های روغنی مورد استفاده قرار می‌گیرند این ترکیبات به‌عنوان مواد افزودنی به منظور بهبود خواص انعطاف‌پذیری و پایداری حرارتی پلیمرها به کار می‌روند، اما قابلیت انحلال بالای آن‌ها در آب و پایداری شیمیایی قابل توجه‌شان موجب حضور مداومشان در پساب‌های صنعتی شده است (Shariati, Pourbabaei, et al., 2021).

مطابق با گزارش سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده(EPA) ، فتالات‌ها در دسته‌ی آلاینده‌های آلی پایدار قرار می‌گیرند که به‌دلیل مقاومت بالا در برابر تجزیه‌ی زیستی، می‌توانند خطرات زیست‌محیطی قابل‌توجهی ایجاد کنند (Feng et al., 2020) ؛ علاوه بر آن، PAEs[1] و ترکیبات حدواسط آن‌ها قادرند در عملکرد هورمون‌ها و غدد درون‌ریز اختلال ایجاد کرده و موجب بروز سرطان ، اختلالات تولیدمثلی و بیماری‌های متابولیکی نظیر دیابت و مقاومت به انسولین شوند. نیمه‌عمر فتالات‌ها در آب بین یک روز تا یک هفته است، در حالی‌که در خاک و رسوبات می‌تواند از یک هفته تا چند ماه افزایش یابد. در محیط‌هایی با سطح پایین اکسیژن (شرایط بی‌هوازی)، نیمه‌عمر آن‌ها حتی ممکن است به چندین سال برسد .بنابراین، زیست‌پالایی این آلاینده‌ها در خاک، رسوبات و محیط‌های آبی از اهمیت بسیار بالایی برخوردار است (Shariati, Pourbabaee, et al., 2021). در میان ترکیبات این خانواده، دی‌متیل فتالات (DMP) از نظر میزان مصرف و گستره‌ی کاربرد برجسته‌تر است. این ماده در فرآیندهای صنعتی گوناگون از جمله تولید اسید اکریلیک، ساخت دافع‌های حشرات، تولید سوخت و پیشران موشک‌ها و همچنین صنایع پلاستیک‌سازی به‌کار گرفته میشود.با این حال، ورود DMPبه محیط‌زیست می‌تواند پیامدهای زیست‌محیطی و بهداشتی قابل ملاحظه‌ای در پی داشته باشد؛ چرا که این ترکیب از طریق زنجیره‌ی غذایی در بافت‌های زیستی تجمع می‌یابد و به‌عنوان یک آلاینده‌ی زیست‌انباشت‌پذیر موجب بروز اثرات سمی در انسان و سایر جانداران می‌گردد. از این رو، حذف مؤثر و پایدار DMP از محیط‌های آلوده ضرورتی اجتناب‌ناپذیر تلقی می‌شود (Shariati et al., 2022).

تاکنون فناوری‌های متعددی جهت حذف یا تخریب DMP مورد بررسی قرار گرفته‌اند، از جمله فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs)، تجزیه فتوشیمیایی و تجزیه‌ی زیستی بی‌هوازی در میان این روش‌ها، تجزیه‌ی زیستی بی‌هوازی به‌عنوان گزینه‌ای کم‌هزینه، با بازده انرژی بالا و سازگار با محیط‌زیست شناخته می‌شود و به‌عنوان یکی از رویکردهای امیدبخش در تصفیه‌ی آلاینده‌های آلی پایدار از پساب‌های صنعتی مطرح است (Zhou et al., 2019).

در مطالعات اخیر، امکان استفاده از سلول‌های سوختی میکروبی (MFC) برای تصفیه‌ی فاضلاب پتروشیمی آلوده به فتالات‌ها، به‌ویژه دی‌متیل فتالات (DMP)، و تولید هم‌زمان انرژی الکتریکی بررسی شد. پژوهشگران با به‌کارگیری باکتری *Pseudomonas aeruginosa* به‌عنوان کاتالیست زیستی، نشان دادند که افزودن اسید استیک (AA) به‌عنوان کو سوبسترا موجب افزایش قابل‌توجهی در تولید توان خروجی و نرخ تجزیه‌ی آلاینده‌ها شد. بیشینه‌ی توان خروجی ۹٫۵۳ وات بر متر مکعب ($W/m^3$) حاصل شد که نسبت به سامانه‌های تک سوبسترای DMP و AA به‌ترتیب حدود ۱۲ و ۳ برابر بیشتر بود. تحلیل‌های اسپکتروفتومتری و ولتامتری چرخه‌ای (CV) نشان داد که *P. aeruginosa* در محیط DMP ، فنازین-۱-کربوکسیلیک‌اسید و در محیط حاوی AA، پیوسیانین (pyocyanin) را به‌عنوان میانجی‌های انتقال الکترون تولید می‌سازند؛ ترکیبی که در حالت هم سوبسترایی موجب کاهش مقاومت انتقال بار و جرم و در نتیجه افزایش بازده الکتروشیمیایی سیستم شد (Sarmin et al., 2021).

در مطالعه‌ای دیگر بر روی سلول‌های سوختی میکروبی خاک، تأثیر آلاینده‌های ترکیبی شامل دی‌اتیل‌هگزیل‌فتالات (DEHP) و آنتی‌بیوتیک سولفادیازین (SDZ) بر عملکرد زیست‌الکتروشیمیایی و تغییرات میکروبی خاک مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان دادند که این سلول‌ها حتی در حضور DEHP نیز توان بالایی در حذف آنتی‌بیوتیک‌ها دارند و در واقع، غلظت بالاتر DEHP موجب افزایش تولید توان الکتریکی و بهبود تجزیه‌ی سولفادیازین به بیش از ٪۹۴ شد. افزایش غلظت DEHP باعث افزایش معنی‌دار در چگالی توان خروجی شد و مقادیر تا ۱۱٫۲$mW/m^2$ گزارش گردید؛ در حالی که در غلظت‌های پایین‌تر DEHP، توان در حدود ۵–۶$mW/m^2$ باقی ماند. این افزایش تولید توان مستقیماً با افزایش تراکم باکتری‌های الکتروژنیک در خاک همبستگی داشت. تحلیل جامعه‌ی میکروبی با توالی‌یابی نیز نشان داد که در حضورDEHP ، وفور جنس‌های *Geobacter* ، *Pseudomonas*و *Clostridium* به‌طور چشمگیری افزایش یافت؛ این باکتری‌ها در انتقال الکترون خارج‌سلولی (EET) و اکسیداسیون ترکیبات آلی پیچیده نقش کلیدی دارند. در مقابل، تجمع برخی باکتری‌های غیرالکتروژن مانند *Nitrosospira* و *Arthrobacter* کاهش یافتند (H. Wang et al., 2024). بنابراین، سلول‌های

1. PAEs: Phthalic acid esters

سوختی میکروبی (MFCs) پتانسیل بالایی برای تجزیه‌ی فتالات‌ها و تولید هم‌زمان انرژی الکتریکی دارند.

**SMFCs راهکاری نوین جهت پالایش آفت‌کش‌ها از خاک**

از دهه ۱۹۵۰، آفت‌کش‌ها نقش مؤثری در کشاورزی مدرن برای حفاظت از محصولات در برابر آفات ایفا کرده‌اند (Sur & Sathiavelu, 2022). آفت‌کش‌ها ترکیبات شیمیایی‌ای هستند که برای از بین بردن یا کنترل آفات در سطوح قابل‌تحمل به کار می‌روند . این ترکیبات شامل طیف وسیعی از مواد شیمیایی هستند که برای رشد گیاه و افزایش عملکرد محصولات حائز اهمیت‌اند (Trivedi et al., 2017). با توجه به محدودیت زمین‌های قابل کشت و رشد جمعیت جهانی، اتخاذ راهکارهایی که منجر به افزایش تولید مواد غذایی و تأمین امنیت غذایی شود، امری ضروری است (Song & Liu, 2017). در نتیجه، استفاده روزافزون از مواد شیمیایی مانند آفت‌کش‌ها در اراضی کشاورزی به افزایش قابل‌توجه فروش شرکت‌های تولیدکننده آفت‌کش در سراسر جهان منجر شده و سبب ایجاد نگرانی‌های زیست‌محیطی متعددی خصوصا در زمینه آلودگی خاک و سفره‌های آب زیرزمینی گردیده است. با این حال، هنگامی که آفت‌کش‌ها در مزارع به کار می‌روند، تنها درصد کمی از آن‌ها به هدف موردنظر می‌رسد، درحالی‌که مقادیر قابل توجهی از این مواد در محیط باقی می‌ماند و خطر قرار گرفتن موجودات زنده در معرض آن‌ها را افزایش می‌دهد (Sarker et al., 2021).

این امر اثرات منفی قابل‌توجهی بر موجودات غیرهدف، از جمله حیات‌وحش، پرندگان، حیوانات، اکوسیستم‌ها و حشرات مفید که دشمنان طبیعی آفات هستند، ایجاد می‌کند (Wanwimolruk et al., 2016). بااین‌حال، محدود کردن استفاده از آفت‌کش‌ها نمی‌تواند راه‌حلی پایدار باشد، زیرا رشد کشاورزی به آن وابسته است. بنابراین، توسعه راهبردهایی برای پالایش این آلاینده‌ها ضروری است. پیشرفت‌های اخیر، پژوهش‌ها نشان داده‌اند که می‌توان از پیل‌های سوختی میکروبی (MFCs) برای تجزیه آفت‌کش‌ها و همزمان تولید انرژی بهره برد. یک مطالعه گزارش کرده است که MFC قادر به حذف حدود ۷۰٪ هگزاکلروبنزن همراه با چگالی توان ۷۷,۵mW/m² بوده است (Cao et al., 2015). پس از انتشار این مقاله و در سال‌های اخیر، توجه پژوهشگران به استفاده از MFC افزایش یافته است؛ چراکه این سامانه‌ها قابلیت استفاده دوگانه دارند، یعنی هم برای تولید توان الکتریکی و هم برای تجزیه آفت‌کش‌ها ؛ بنابراین استفاده از MFC برای پالایش آفت‌کش‌ها نه تنها به‌عنوان یک راه‌حل برای کاهش آلودگی محیطی بلکه به‌عنوان یک رویکرد پایدار برای تولید انرژی قابل توجه است.

شکل۱۲ به سازوکارهای تجزیه‌ی آفت‌کش‌ها به همراه فرایند انتقال الکترون و جدول۲، به بررسی داده‌های ارائه‌شده از پیل‌های سوختی میکروبی(MFCs) در تخریب طیف وسیعی از آفت‌کش‌ها، از جمله ترکیبات آلی کلردار و فسفره، می‌پردازد. بر اساس این مطالعات، نرخ بازده تخریب آفت‌کش‌ها در این سیستم‌ها بین ۴۶٪ برای Atrazine، تا ۹۹٪ برای Lambda cyhalothrin متغیر بوده است؛ همچنین، در مورد آفت‌کش‌هایی مانند Oxyfluorfen و Metolachlor، نرخ‌های حذف بسیار بالایی (بالاتر از ۹۴ تا ۹۷٪) گزارش شده است که بیانگر توانمند بودن این فناوری در مدیریت آلاینده‌های کشاورزی است. در کنار این میزان توانایی در زیست‌پالایی، پتانسیل الکتریکی تولیدی در این سامانه‌ها نیز در بازه‌ای از حدود ۰,۱۷ تا ۰,۷ ولت ثبت شده است.

**تصفیه و دگرگونی آلاینده‌های معدنی**

**کاهش سمیت و تحرکت فلزات**

فلزات سنگین از طریق فرآیندهای طبیعی مانند پدیده‌های جوی، فرسایش زمین و فعالیت‌های آتشفشانی و همچنین منابع انسان‌زاد شامل انتشار فاضلاب‌های خانگی، پساب‌های صنعتی و رواناب‌های کشاورزی وارد محیط‌زیست می‌شوند. این عناصر در غلظت‌های بالا می‌توانند برای موجودات آبزی، گیاهان و انسان اثرات سمی قابل‌توجهی ایجاد کنند. برخلاف بسیاری از آلاینده‌های آلی که توسط میکروارگانیسم‌ها قابل تجزیه‌اند، فلزات سنگین در محیط‌های خاکی تجمع یافته و پایداری طولانی‌مدتی از خود نشان می‌دهند. تجمع تدریجی آن‌ها در خاک و رسوبات نه‌تنها موجب اختلال در تعادل زیست‌ژئوشیمیایی اکوسیستم‌ها می‌شود، بلکه از طریق زنجیره‌ی غذایی نیز می‌تواند سلامت موجودات زنده را تهدید کند(Shariati et al., 2025).

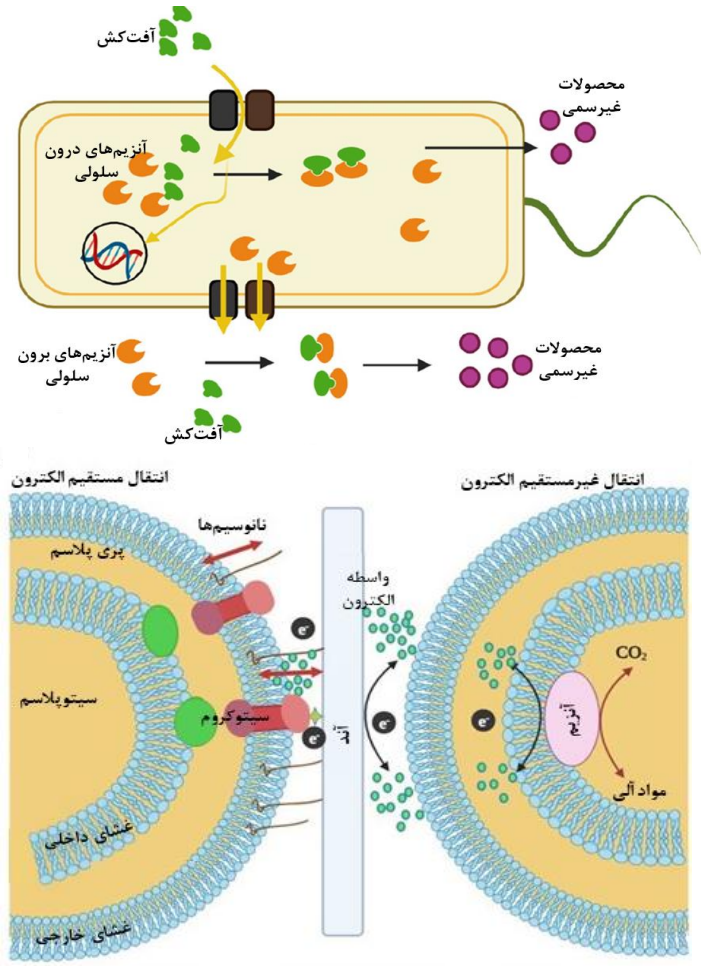
پیل‌های سوختی میکروبی مبتنی بر اکوسیستم خاک برای تبدیل گونه‌های بسیار سمی آلاینده‌های معدنی به اشکال با سمیت کم یا غیرسمی نیز به کار می‌روند. کاهش سمیت فلزات سنگین از رایج‌ترین کاربردهای SMFCs است و این فرآیند از طریق تغییر حالت‌های اکسایش کاهش فلزات انجام می‌شود که معمولاً در نزدیکی کاتد رخ می‌دهد.

اثربخشی حذف فلزات سنگین در سامانه‌های زیست‌الکتروشیمیایی به‌طور قابل ملاحظه‌ای به ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک بستگی دارد. مطالعات نشان داده‌اند که انواع مختلف خاک رفتار متفاوتی در فرآیندهای انتقال جرم، تحرک یونی و واکنش‌های

الکتروشیمیایی از خود نشان می‌دهند. برای نمونه، خاک‌های شالیزاری در حذف یون‌های مس (Cu) کارایی بالاتری دارند، زیرا در حضور میدان الکتریکی، مهاجرت الکتریکی یون‌ها در آن‌ها با کارایی بیشتری رخ می‌دهد. در مقابل، خاک‌های قرمز به‌دلیل ساختار متراکم‌تر و ویژگی‌های انتشار محدود، برای فرآیندهای مبتنی بر انتشار غیریونی مناسب‌تر هستند. این تفاوت‌ها اهمیت عوامل کلیدی همچون ظرفیت تبادل یونی (CEC) و محتوای کربن آلی را برجسته می‌سازد؛ عواملی که مستقیماً بر واکنش‌های انتقال الکترون در پیل‌های سوختی میکروبی تأثیر می‌گذارند (Zhang, Liu, et al., 2020). پتانسیل‌های استاندارد اکسایش کاهش فلزات نظیر Cr(VI)/Cr(III) : +۱/۳۳۰V، Hg(II)/Hg(0): +۰/۹۱۰V ، Cu(II)/Cu(0): +۰/۳۴۱۹V ، As(III)/As(0): +۰/۲۴۸V ، Ag(I)/Ag(0) : +۰/۰۷۱V، Pb(II)/Pb(0) : −۰/۱۳۰V، Zn(II)/Zn(0) : −۰/۴۰۳ V، Cd(II)/Cd(0) : −۰/۴۰۳Vو Ni(II)/Ni(0) : −۰/۷۲۰V می‌باشند و کاهش این فلزات در کاتد با اکسیژن ($O_2$) رقابت می‌کند (پتانسیل استاندارد O(0)/O(-II) : +۱/۲۲۹V) . بنابراین، کاهش فلزات با پتانسیل پایین دشوارتر از فلزات با پتانسیل بالاتر است (Kabutey et al., 2019). فلزات کم‌پتانسیل می‌توانند از طریق رسوب‌گیری هیدروکسیدی حذف شوند، اما به‌صورت عنصری کاهش نمی‌یابند (Qin et al., 2012).

**جدول۲.خلاصه‌ای از طراحی‌های مختلف و مواد الکترودی مورد استفاده در پیل‌های سوختی میکروبی برای تخریب انواع مختلف مروری بر آفت‌کش‌ها همراه با بازده تخریب و ظرفیت تولید توان**

| نام و غلظت آفت‌کش | منبع بار میکروبی | الکترود استفاده‌شده (جنس) | بازده تخریب آفت‌کش | اتاقک تخریب | ولتاژ تولیدشده | مدت زمان آزمایش | نوعMFC | منبع |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ppm of Lambda ۱۰۰ cyhalothrin, Chlorpyrifos, Malathion | هضم بی‌هوازی | میله‌های کربنی باتری مصرف‌شده | ۷۳٫۴۰٪ از Malathion, ۸۷٫۷۰٪ از Chlorpyrifos, ۹۹٪ از Lambda cyhalothrin | آند | ۰٫۵۳۳تا ۷۰٫۵۶۵ | ۹۰ روز | MFCخاکی | Kinyua et al., (2022) |
| Hexachlorobenzene | خاک | نمد گرافیتی | – | آند | ۰٫۰۳تا ۷۰٫۶ | ۶۰ روز | MFCخاکی | Casula et al., (2021) |
| Atrazine | خاک | نمد گرافیتی | ۴۶٪ | آند | ۷۰٫۱۷ | ۲۱ روز | MFCخاکی | Nandy et al., (2022) |
| Atrazine | خاک | صفحات گرافیتی ساده (آند) و نمد گرافیتی (کاتد) | ۸۳٪ | آند | – | ۶۰ روز | MFCخاکی | Domínguez-Garay et al., (2016) |
| Bis (p-۲,۲ -۱,۱chlorophenyl)- dichloroethylene | خاک | الکترودهای گرافیتی | ۴۶/۶٪ | آند | ۷ ۰٫۴۰۰ | ۶۰ روز | MFCخاکی | Borello et al., (2021) |
| ۱۲۰٫۰۵ mg/L oxyfluorfen | لجن فعال | نمد کربن فعال | ۹۴/۹۵٪ | آند | ۷۰٫۷ | - | – | Zhang et al., (2018) |
| ۳۰mg/L fipronil | لجن فعال بی‌هوازی | نمد کربن فعال | ۷۹٪ | آند | ۷۰٫۷ | ۱۲ ساعت | – | Zhang et al., (2019) |
| ۲۵ mg/kg metolachlor | خاک زراعی | میله گرافیتی و آند الیاف کربنی، کاتد هواکربنی | ۹۷٪ | آند | – | ۳ روز | MFCخاکی | (Li et al., 2020) |
| ۵۰۰–۵۰ ppm pentachlorophenol | لجن بی‌هوازی | میله‌های گرافیتی | – | کاتد | ۷۰٫۳۳۴ | – | MFCخاکی | Khan et al., (2019) |
| ۵۰–۱۰ mg/L imidacloprid | لجن بی‌هوازی و گونه‌ی *Cholera* | کاغذ کربنی | ۶۱/۶۶٪–۵۷/۲۰ | کاتد | ۷۰٫۲ | ۱۲ روز | – | Deng et al., (2022) |
| Glyphosate | لجن بی‌هوازی | نمد کربنی | ۷۵٪ | آند | ۷۰٫۳۱۷ | – | – | Rafieenia et al., (2022) |




شکل ۱۲. **شماتیک از سازوکارهای تجزیه‌ی آفت‌کش‌ها و نحوه انتقال الکترون**

جدول۳ به برخی از اقدامات پالایش فلزات سنگین در سلول سوختی میکروبی مبتنی بر اکوسیستم خاکی پرداخته است.

در پژوهش گوستاو و همکاران (۲۰۲۱)، عملکرد پیل سوختی میکروبی خاکی (SMFC) در کاهش تحرک و جذب فلزات سنگین در خاک‌های شالیزاری آلوده بررسی شد. نتایج نشان داد که راه‌اندازی این سیستم زیست‌الکتروشیمیایی باعث کاهش قابل توجه غلظت فلزات در محلول خاک شد؛ به‌طوری‌که غلظت مس، کروم و نیکل به‌ترتیب حدود ٪۷۲–۶۷، ٪۴۷–۴۱ و ٪۶۴–۴۸ کاهش یافت و غلظت فلزات Cd ، Cu، Cr و Ni در دانه‌های برنج به ترتیب ٪۳۵/۱، ٪۳۲/۸، ٪۵۶/۹ و ٪۲۱/۳ کمتر از نمونه‌های کنترل بود (Gustave et al., 2020).

عملکرد SMFCs موجب غنی‌سازی باکتری‌های الکتروژن مقاوم به فلزات سنگین در رسوبات و آب بالادست می‌شود؛ برای مثال، *Pseudomonas spp.* برای فلزات As، Cd و Pb و در ادامه *Sideroxydans lithotrophicus* و *Thioalkalivibrio sp.* برایCr ، Cu و Ni( شکل۱۳ بخش۲).

**جدول۳.زیست‌پالایی فلزات سنگین در سامانه‌های سلول سوختی میکروبی مبتنی بر اکوسیستم خاک**

| پیکربندیMFC | نوع اکوسیستم خاک | حذف آلاینده‌های خاک | تولید توان در طول زیست‌پالایی | منابع |
|---|---|---|---|---|
| الکترودهای نمد گرافیتی | خاک زراعی | Zn: ۱۴۰۷٪ ، Pb: ۲۲،۳٪ | mW/m²۲۱۰۷ | (Cao et al., 2022) |
| MFCسه‌محفظه‌ای | خاک | Cu: ۳۶۰۷٪ ، Cr: ۵۲،۳٪ ، Pb: ۱۹،۶٪ | n/a | (J. Zhang et al., 2022) |
| MFCگیاه تالابی | تالاب مصنوعی | $Cr^{6+}$: ۹۹٪ | n/a | (Guan et al., 2019) |
| آند برس گرافیتی + کاتد نمد کربن فعال | خاک دانشگاه | $Pb^{2+}$: ۲۱٪ | n/a | (Cao et al., 2022) |
| الکترودهای کربن فعال دانه‌ای | خاک زراعی | $Cu^{2+}$: ۳۶،۹٪ | mW/m²۶۵۰۷ | (H. Wang et al., 2016) |
| الکترودهای نمد کربنی | خاک | $Cu^{2+}$: ۹۴،۷٪ | n/a | (Zhang, Cao, et al., 2020) |
| الکترودهای نمد کربنی | خاک | Cu: ۶۹٪/۲ | n/a | (Ma et al., 2021) |
| آند برس کربنی + کاتد پارچه کربنی | خاک | Cr: ۳۶٪ | mW/m²۳۰۰–۲۰۰ | (Wang et al., 2020) |

## تاثیر پیل سوختی میکروبی بر آلاینده‌ها و مواد معدنی غیرفلزی

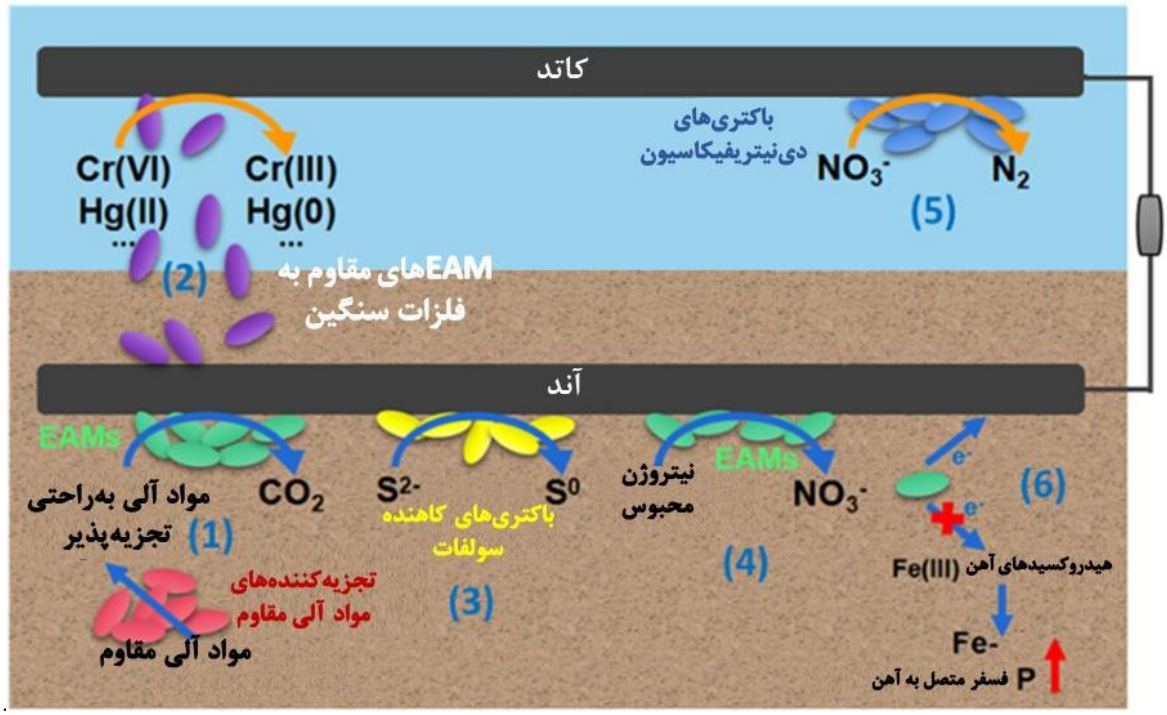
### اکسیداسیون سولفید در SMFCها

سولفیدهای احیاشده موجود در رسوبات می‌توانند به گوگرد عنصری ($S^0$) و حتی به سولفات اکسید شوند و در این فرآیند به‌عنوان دهنده‌ی الکترون برای سلول سوختی میکروبی خاکی عمل کنند(Holmes et al., 2004). باکتری‌های احیاکننده‌ی سولفات (SRB) مانند *Desulfuromonas*، *Desulfobulbus* و *Desulfocapsa* که در سطح آند غنی‌سازی می‌شوند، محرک اصلی این فرآیند اکسیداسیون سولفور هستند، در حالی‌که آند به‌عنوان پذیرنده‌ی نهایی الکترون عمل می‌کند (شکل۱۳ بخش۳).

این مکانیسم نه‌تنها باعث برداشت الکترون از ترکیبات سولفیدی می‌شود، بلکه موجب کاهش مصرف اکسیژن در رسوبات و در نتیجه بهبود شرایط در محیط‌های کم‌اکسیژن می‌گردد (Touch et al., 2018).

### حذف نیتروژن در سامانه‌های SMFC

تجمع بیش از حد نیتروژن معدنی (آمونیوم، نیتریت و نیترات) کیفیت آب را به‌طور چشمگیری کاهش داده و می‌تواند پدیده‌ی اوتروفیکاسیون را تشدید کند (Galloway et al., 2004). آند در SMFC با تسهیل فرآیند معدنی‌سازی ترکیبات نیتروژنی آلی موجود در رسوبات، آزادسازی نیتروژن معدنی را افزایش می‌دهد (شکل۱۳ بخش۴). در نتیجه، غلظت آمونیوم و نیترات در آب منفذی و حتی آب بالادست افزایش می‌یابد (Kabutey et al., 2019; Xu et al., 2017). در مقابل، کاتد زیستی می‌تواند واکنش نیترات‌زدایی (Denitrification) را تسریع کند؛ فرآیندی که طی آن نیترات و نیتریت به نیتروژن گازی تبدیل می‌شوند و از سیستم خارج می‌گردند (شکل۱۳ بخش۵) (Qiu et al., 2020). در این ناحیه، باکتری‌های نیترات‌زدا شامل اعضای شاخه‌های *Proteobacteria*، *Bacteroidetes* و *Chloroflexi* به‌طور معنی‌داری غنی‌سازی می‌شوند (Y. Wang et al., 2016). علاوه بر این، هم‌زیستی سامانه‌های بیوالکتروشیمیایی با گیاهان (SMFCs گیاهی) توان حذف نیتروژن را افزایش داد، زیرا گیاهان نیتروژن معدنی، به‌ویژه آمونیوم را جذب کرده و از چرخه حذف خارج می‌کنند (Qiu et al., 2020) .




**شکل۱۳. کارکردهای زیست‌محیطی SMFCs را از دیدگاه جوامع میکروبی**

### تثبیت فسفر در سامانه‌های SMFC

فسفر به‌عنوان یکی از عوامل کلیدی در بروز تغذیه گرایی و اوتروفیکاسیون اکوسیستم‌های آبی شناخته می‌شود .به‌کارگیریSMFCs می‌تواند از این پدیده جلوگیری کند، زیرا این سامانه‌ها با افزایش سهم فسفر متصل به فلزات، فسفر متصل به کلسیم و فسفر مقاوم، فرایند انتقال فسفات از ستون آب به رسوبات را تسهیل کرده و موجب تثبیت آن در محیط می‌شوند (Martins et al., 2014) .

در روش‌های متداول حذف فسفر، فسفر محلول عمدتاً از طریق جذب و رسوب‌گیری با هیدروکسیدهای Fe(III) در فصل مشترک آب رسوب حذف می‌شود. با این حال، باکتری‌های احیاکننده آهن با کاهش Fe(III) به Fe(II) باعث آزادسازی فسفر در آب می‌گردند. در SMFCs این باکتری‌ها که غالباً جزو باکتری‌های الکتروفعال (EAB) ها مانند *Bacillus*، *Geobacter*، *Pseudomonas*، *Tolumonas*، *Bacteroides*و *Clostridium* هستند به جای استفاده از Fe(III) به‌عنوان پذیرنده نهایی الکترون، الکترون‌های خود را به آند منتقل می‌کنند. در نتیجه، فسفر در رسوبات باقی مانده و به شکل پایدار تثبیت می‌شود (شکل۱۳ بخش۶) (Xu et al., 2018). علاوه بر این، SMFCs با افزایش پتانسیل اکسایش کاهش رسوبات و افزایش pH آب بالادست، شرایط را برای اکسیداسیون میکروبی $Fe^{2+}$ به $Fe^{3+}$ و تشکیل رسوبات مشترک کلسیم فسفر فراهم می‌کنند. این دو فرآیند به‌طور هم‌افزا موجب تقویت تثبیت فسفر و کاهش در دسترس بودن آن در ستون آب می‌شوند (Yang et al., 2018). بنابراین، استفاده از فناوری MFC امکان حذف مؤثر طیف گسترده‌ای از مواد سمی از اکوسیستم‌های مبتنی بر خاک را فراهم می‌کند

## نتیجه‌گیری

پیل‌های سوختی میکروبی و انواع مبتنی بر اکوسیستم خاکی آن‌ها (SMFCs) به‌عنوان فناوری نوین و چندمنظوره، ظرفیت قابل توجهی برای تولید انرژی تجدیدپذیر و بازسازی خاک‌های آلوده دارند. این سیستم‌ها با بهره‌گیری از میکروارگانیسم‌های طبیعی موجود در خاک و تغذیه مداوم ناشی از تجزیه مواد گیاهی و جانوری، قادر به تولید برق به‌صورت خودپایدار و بدون نیاز به باتری یا نگهداری پر هزینه و پیچیده هستند. مطالعات نشان داده‌اند که این سلول‌ها می‌توانند با بازده قابل مقایسه با سیستم‌های خورشیدی وMFC های مبتنی بر فاضلاب مایع، حداکثر چگالی توان تا $۳۳۴W/m^2$ را در شرایط بهینه تولید کنند. علاوه بر تولید انرژی، این سامانه‌ها به‌طور مؤثری در تخریب آلاینده‌های پایدار و سخت تخریب پذیر مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، آنتی‌بیوتیک‌ها، روغن‌های دیزل و آفت‌کش‌ها عمل می‌کنند و بازده حذف آن‌ها معمولاً بیش از ۹۰٪ گزارش شده است؛ همچنین، این فناوری امکان حذف فلزات سنگین از خاک با بازدهی بیش از ۹۰٪ و تولید برق همزمان را فراهم می‌کند، که نویدبخش کاربردهای محیط‌زیستی غیرتهاجمی و اقتصادی است.

با وجود دستاوردهای چشمگیر، چالش‌های کلیدی شامل بهینه‌سازی شرایط محیطی (ترکیب و بافت خاک، رطوبت و pH)، کاهش مقاومت داخلی، و پایدارسازی طولانی‌مدت عملکرد SMFCs همچنان باقی مانده است. با رفع . پاسخدهی مناسب به این چالش‌ها، در نهایت، این سلول‌ها با طراحی بهینه، کنترل شرایط محیطی و عملیاتی و استفاده از مواد مقرون‌به‌صرفه، پتانسیل تبدیل شدن به یک راهکار جهانی برای مدیریت پایدار اکوسیستم‌های خاکی، کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و آلاینده‌های فلزی و هیدروکربنی، و تولید انرژی پاک و پایدار را دارا هستند.

### چشم‌انداز آینده

با وجود پیشرفت‌های چشمگیر سال‌های اخیر و توسعه مواد کم‌هزینه‌ای که در ادبیات علمی گزارش شده، توان خروجی کلی این سامانه‌ها هنوز کافی نیست؛ بنابراین، بهینه‌سازی این مواد نیازمند توجه بیشتری در مطالعات آینده دارد تا هزینه‌ها را کاهش، میزان دستیابی به توان خروجی و پایداری زیست‌لایه‌ها را افزایش دهد. بدون شک، مواد الکترودی نوین می‌توانند کارایی تبدیل انرژی و توان خروجی را افزایش دهند؛ لذا پژوهش‌های بیشتری برای توسعه مواد الکترودی جدید جهت بهبود رسانایی و خواص کاتالیزوری ضروری است. همچنین، مطالعات بیشتری برای تعیین دقیق هزینه‌ها و ارزیابی قابلیت اقتصادی این مواد در کاربردهای MFC لازم است. مهندسی متابولیک اخیراً به دلیل پتانسیل افزایش توان خروجی MFCs مورد توجه قرار گرفته است. با اینکه پیشرفت‌های زیادی حاصل شده، همچنان نیاز به تحقیقات بیشتر برای درک و اصلاح ژنتیکی گسترده‌تر انواع میکروارگانیسم‌ها در انواع مختلف فاضلاب‌ها و اکوسیستم‌های خاکی وجود دارد. این تحقیقات گسترده‌تر می‌تواند به بهبودهای بزرگ‌تری در عملکرد این سامانه‌ها منجر شود. پژوهشگران در تلاشند با بهینه‌سازی طراحی الکترودها، جوامع میکروبی و شرایط عملیاتی، کارایی پیل‌های سوختی میکروبی را برای تبدیل هرچه بیشتر مواد آلی به برق افزایش دهند.

## REFERENCES

Abbas, S. Z., & Rafatullah, M. (2021). Recent advances in soil microbial fuel cells for soil contaminants remediation. *Chemosphere*, *272*, 129691 .

Abbas, S. Z., Rafatullah, M., Khan, M. A., & Siddiqui, M. R. (2019). Bioremediation and electricity generation

by using open and closed sediment microbial fuel cells. *Frontiers in microbiology*, *9*, 3348 .
Abd-Elrahman, N. K., Al-Harbi, N., Basfer, N. M., Al-Hadeethi, Y., Umar, A., & Akbar, S. (2022). Applications of nanomaterials in microbial fuel cells: a review .*Molecules*, *27*(21), 7483 .
Agrahari, R., Bayar, B., Abubackar, H. N., Giri, B. S., Rene, E. R., & Rani, R. (2022). Advances in the development of electrode materials for improving the reactor kinetics in microbial fuel cells. *Chemosphere*, *290*, 133184 .
Aiyer, K. S. (2020). How does electron transfer occur in microbial fuel cells? *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, *36*(2), 19 .
Alikhani, H. A., Shariati, S., Etesami, H., & Fallah Nosrat Abad, A. (2022). Azotobacter as a Rice Plant (Oryza sativa L.) Growth Promoting Biofertilizer. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, *53*(3), 633–661 .
An, G., Yan, R., Fu, Z., Chen, Z., Guo, Y., Yang, J., & Zhou, Y. (2023). Adaptation of anammox consortia in microbial fuel cell to low temperature: microbial community and predictive functional profiling. *Bioresource Technology*, *370*, 128565 .
Anderson-Teixeira, K. J., Davis, S. C., Masters, M. D., & Delucia, E. H. (2009). Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *Gcb Bioenergy*, *1*(1), 75–96 .
Aparicio, J. D., Raimondo, E. E., Saez, J. M., Costa-Gutierrez, S. B., Alvarez, A., Benimeli, C. S., & Polti, M. A. (2022). The current approach to soil remediation: A review of physicochemical and biological technologies, and the potential of their strategic combination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(2), 107141 .
Banerjee, A., Calay, R. K., & Mustafa, M. (2022). Review on material and design of anode for microbial fuel cell. *Energies*, *15*(6), 2283 .
Baranitharan, E., Khan, M. R., Prasad, D ,.Teo, W. F. A., Tan, G. Y. A., & Jose, R. (2015). Effect of biofilm formation on the performance of microbial fuel cell for the treatment of palm oil mill effluent. *Bioprocess and biosystems engineering*, *38*(1), 15–24 .
Borello, D., Gagliardi, G., Aimola ,G., Ancona, V., Grenni, P., Bagnuolo, G., Garbini, G. L., Rolando, L., & Caracciolo, A. B. (2021). Use of microbial fuel cells for soil remediation: A preliminary study on DDE. *International journal of hydrogen energy*, *46*(16), 10131–10142 .
Cai, X., Yuan ,Y., Yu, L., Zhang, B., Li, J., Liu, T., Yu, Z., & Zhou, S. (2020). Biochar enhances bioelectrochemical remediation of pentachlorophenol-contaminated soils via long-distance electron transfer. *Journal of hazardous materials*, *391*, 122213 .
Cao, M., Yin, J ,.Song, T., & Xie, J. (2022). Effects of the presence of phosphate buffer solution on removal efficiency of Pb and Zn in soil by solid phase microbial fuel cells. *Biotechnology Letters*, *44*(12), 1495–1505 .
Cao, X., Song, H.-l., Yu, C.-y., & Li, X.-n. (20 .(۱۵Simultaneous degradation of toxic refractory organic pesticide and bioelectricity generation using a soil microbial fuel cell. *Bioresource Technology*, *189*, 87–93 .
Casula, E., Kim, B., Chesson, H., Di Lorenzo, M., & Mascia, M. (2021). Modelling the influence of soil properties on performance and bioremediation ability of a pile of soil microbial fuel cells. *Electrochimica acta*, *368*, 137568 .
Chakraborty, I., Sathe, S., Khuman, C., & Ghangrekar, M. (2020). Bioelectrochemically powered remediation of xenobiotic compounds and heavy metal toxicity using microbial fuel cell and microbial electrolysis cell. *Materials Science for Energy Technologies*, *3*, 104–115 .
Chandrasekhar, K., & Mohan, S. V. (2014a). Bio-electrohydrolysis as a pretreatment strategy to catabolize complex food waste in closed circuitry: function of electron flux to enhance acidogenic biohydrogen production. *International journal of hydrogen energy*, *39*(22), 11411–11422 .
Chandrasekhar, K., & Mohan, S. V. (2014b). Induced catabolic bio-electrohydrolysis of complex food waste by regulating external resistance for enhancing acidogenic biohydrogen production. *Bioresource Technology*, *165*, 372–382 .
Chen, Z., Zhu, B.-K., Jia, W.-F., Liang, J.-H., & Sun, G.-X. (2015). Can electrokinetic removal of metals from contaminated paddy soils be powered by microbial fuel cells? *Environmental Technology & Innovation*, *3*, 63–67 .
Cheng, S., & Logan, B. E. (2007). Ammonia treatment of carbon cloth anodes to enhance power generation of microbial fuel cells. *Electrochemistry Communications*, *9*(3), 492–496 .
Choi, S. (2022). Electrogenic bacteria promise new opportunities for powering, sensing, and synthesizing. *Small*, *18*(18), 2107902 .
Choudhury, P., Prasad Uday, U. S., Bandyopadhyay, T. K., Ray, R. N., & Bhunia, B. (2017). Performance

improvement of microbial fuel cell (MFC) using suitable electrode and Bioengineered organisms: A review. *Bioengineered*, *8*(5), 471–487 .

Conners, E. M., Rengasamy, K., & Bose, A. (2022). Electroactive biofilms: how microbial electron transfer enables bioelectrochemical applications. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, *49*(4), kuac012 .

Cui, H., Wang, J., Feng, K., & Xing, D. (2022). Digestate of fecal sludge enhances the tetracycline removal in soil microbial fuel cells. *Water*, *14*(17), 2752 .

De Celis, M., Serrano-Aguirre, L., Belda, I., Liébana-García, R., Arroyo, M., Marquina, D., de la Mata, I., & Santos, A. (2021). Acylase enzymes disrupting quorum sensing alter the transcriptome and phenotype of Pseudomonas aeruginosa, and the composition of bacterial biofilms from wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*, *799*, 149401 .

De Schamphelaire, L., Rabaey, K., Boeckx, P., Boon, N., & Verstraete, W. (2008). Outlook for benefits of sediment microbial fuel cells with two bio-electrodes. *Microbial biotechnology*, *1*(6), 446–462 .

Deng, Z., Zhu, J., Yang, L., Zhang, Z., Li, B., Xia, L., & Wu, L. (2022). Microalgae fuel cells enhanced biodegradation of imidacloprid by Chlorella sp. *Biochemical Engineering Journal*, *179*, 108327 .

Dharmalingam, S., Kugarajah, V., & Sugumar, M. (2019). Membranes for microbial fuel cells. In *Microbial electrochemical technology* (pp. 143–194). Elsevier .

Din, M. I., Ahmed, M., Ahmad, M., Iqbal, M., Ahmad, Z., Hussain, Z., Khalid, R., & Samad, A. (2023). Investigating the Activity of Carbon Fiber Electrode for Electricity Generation from Waste Potatoes in a Single-Chambered Microbial Fuel Cell. *Journal of Chemistry*, *2023*(1), 8520657 .

Dolfing, J. (2014). Syntrophy in microbial fuel cells. *The ISME journal*, *8*(1), 4–5 .

Domínguez-Garay, A., Boltes, K., & Esteve-Núñez, A. (2016). Cleaning-up atrazine-polluted soil by using microbial electroremediating cells. *Chemosphere*, *161*, 365–371 .

Du, C., & Liu, W. (2024). Defending against environmental threats: unveiling household adaptation strategies and population heterogeneity. *Environment International*, *190*, 108858 .

Dwivedi, K. A., Huang, S.-J., Wang, C.-T., & Kumar, S. (2022). Fundamental understanding of microbial fuel cell technology: Recent development and challenges. *Chemosphere*, *288*, 132446 .

Dziegielowski, J., Mascia, M., Metcalfe, B., & Di Lorenzo, M. (2023). Voltage evolution and electrochemical behaviour of Soil microbial fuel cells operated in different quality soils. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, *56*, 103071 .

Feng, W., Wu, X., Mao, G., Zhao, T., Wang, W., Chen, Y., Zhang, M., Yang, L., & Wu, X. (2020). Neurological effects of subchronic exposure to dioctyl phthalate (DOP), lead, and arsenic, individual and mixtures, in immature mice. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(9), 9247–9260 .

Firdous, S., Jin, W., Shahid, N., Bhatti, Z., Iqbal, A., Abbasi, U., Mahmood, Q., & Ali, A. (2018). The performance of microbial fuel cells treating vegetable oil industrial wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, *10*, 143–151 .

Foladori, P., Vaccari, M., & Vitali, F. (2015). Energy audit in small wastewater treatment plants: methodology, energy consumption indicators, and lessons learned. *Water Science and Technology*, *72*(6), 1007–1015 .

Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C., Green, P., & Holland, E. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, *70*(2), 153–226 .

Garbini, G. L., Barra Caracciolo, A., & Grenni, P. (2023). Electroactive bacteria in natural ecosystems and their applications in microbial fuel cells for bioremediation: A review. *Microorganisms*, *11*(5), 1255 .

Garimella, S. S. S., Rachakonda, S. V., Pratapa, S. S., Mannem, G. D., & Mahidhara, G. (2024). From cells to power cells: harnessing bacterial electron transport for microbial fuel cells (MFCs). *Annals of microbiology*, *74*(1), 19 .

Gautam, R., Nayak, J. K., Talapatra, K. N & ,.Ghosh, U. K. (2023). Assessment of different organic substrates for bio-electricity and bio-hydrogen generation in an integrated bio-electrochemical system. *Materials Today: Proceedings*, *80*, 2255–2259 .

Ghorbannezhad, H., Moghimi, H., & Dastgheib, S. M. M .(۲۰۱۸) .Evaluation of heavy petroleum degradation using bacterial-fungal mixed cultures. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *164*, 434–439 .

Guadarrama-Pérez, O., Gutiérrez-Macías, T., García-Sánchez, L., Guadarrama-Pérez, V. H., & Estrada-Arriaga, E .B. (2019). Recent advances in constructed wetland-microbial fuel cells for simultaneous bioelectricity production and wastewater treatment: a review. *International journal of energy research*, *43*(10), 5106–5127 .

Guan, C.-Y., Tseng, Y.-H., Tsang, D. C ,.Hu, A., & Yu, C.-P. (2019). Wetland plant microbial fuel cells for

remediation of hexavalent chromium contaminated soils and electricity production. *Journal of hazardous materials*, *365*, 137–145 .

Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global change biology*, *8*(4), 345–360 .

Guo, W., Cui, Y., Song, H., & Sun, J. (2014). Layer-by-layer construction of graphene-based microbial fuel cell for improved power generation and methyl orange removal. *Bioprocess and biosystems engineering*, *37*(9), 1749–1758 .

Gustave, W., Yuan, Z.-F., Li, X., Ren, Y.-X., Feng, W.-J., Shen, H., & Chen, Z. (2020). Mitigation effects of the microbial fuel cells on heavy metal accumulation in rice (Oryza sativa L.). *Environmental Pollution*, *260*, 113989 .

Gustave, W., Yuan, Z.-F., Sekar, R., Ren, Y.-X., Liu, J.-Y., Zhang, J., & Chen, Z. (2019). Soil organic matter amount determines the behavior of iron and arsenic in paddy soil with microbial fuel cells. *Chemosphere*, *237*, 124459 .

Guzman, J. J., Kara, M. O. P., Frey, M. W., & Angenent, L. T. (2017). Performance of electro-spun carbon nanofiber electrodes with conductive poly (3, 4-ethylenedioxythiophene) coatings in bioelectrochemical systems. *Journal of Power Sources*, *356*, 331–337 .

Hamed, M. S., Majdi, H. S., & Hasan, B. O. (2021). The effect of temperature on electrical energy production in double chamber microbial fuel cell using different electrode materials. *Materials Today: Proceedings*, *42*, 3018–3021 .

Hiegemann, H., Littfinski ,T., Krimmler, S., Lübken, M., Klein, D., Schmelz, K.-G., Ooms, K., Pant, D., & Wichern, M. (2019). Performance and inorganic fouling of a submergible 255 L prototype microbial fuel cell module during continuous long-term operation with real municipal wastewater under practical conditions. *Bioresource Technology*, *294*, 122227 .

Hindatu, Y., Annuar, M., Subramaniam, R., & Gumel, A. (2017). Medium-chain-length poly-3-hydroxyalkanoates-carbon nanotubes composite anode enhances the performance of microbial fuel cell. *Bioprocess and biosystems engineering*, *40*(6), 919–928 .

Holmes, D., Bond, D., O'neil, R., Reimers, C., Tender, L., & Lovley, D. (2004). Microbial communities associated with electrodes harvesting electricity from a variety of aquatic sediments. *Microbial ecology*, *48*(2), 178–190 .

Hou, J., Liu, Z., Yang, S., & Zhou, Y. (2014). Three-dimensional macroporous anodes based on stainless steel fiber felt for high-performance microbial fuel cells. *Journal of Power Sources*, *258*, 204–209 .

Huang, D.-Y., Zhou ,S.-G., Chen, Q., Zhao, B., Yuan, Y., & Zhuang, L. (2011). Enhanced anaerobic degradation of organic pollutants in a soil microbial fuel cell. *Chemical Engineering Journal*, *172*(2-3), 647–653 .

Ivars-Barceló, F., Zuliani, A., Fallah, M., Mashkour, M., Rahimnejad, M., & Luque, R. (2018). Novel applications of microbial fuel cells in sensors and biosensors. *Applied Sciences*, *8*(7), 1184 .

Jiang, J., Wang, H., Zhang, S., Li, S., Zeng, W., & Li, F. (2021). The influence of external resistance on the performance of microbial fuel cell and the removal of sulfamethoxazole wastewater. *Bioresource Technology*, *336*, 125308 .

Joutey, N. T., Bahafid, W., Sayel, H., & El Ghachtouli, N. (2013). Biodegradation: involved microorganisms and genetically engineered microorganisms. *Biodegradation-life of science*, *1*, 289–320 .

Kabutey, F. T., Ding, J., Zhao, Q., Antwi, P., Quashie, F. K., Tankapa, V., & Zhang, W. (2019). Pollutant removal and bioelectricity generation from urban river sediment using a macrophyte cathode sediment microbial fuel cell (mSMFC). *Bioelectrochemistry*, *128*, 241–251 .

Khan, N., Khan, M. D., Ansari, M. Y., Ahmad, A., & Khan, M. Z. (2019). Bio-electrodegradation of 2, 4, 6-Trichlorophenol by mixed microbial culture in dual chambered microbial fuel cells .*Journal of bioscience and bioengineering*, *127*(3), 353–359 .

Kim, B., Dziegielowski, J., & Lorenzo, M. D. (2022). Soil Microbial Fuel Cells for Energy Harvesting and Bioremediation of Soil Contaminated with Organic Pollutants. *Good Microbes in Medicine, Food Production, Biotechnology, Bioremediation, and Agriculture*, 385–395 .

Kinyua, A., Mbugua, J., Mbui, D., Kithure, J., Wandiga, S., & Waswa, A. (2022). Microbial fuel cell bio-remediation of lambda cyhalothrin, malathion and chlorpyrifos on loam soil inoculated with bio-slurry. *J Bioremediat Biodegrad*, *13*(508), 2 .

Kordek-Khalil, K., Altiok, E., Salvian, A., Siekierka, A., Torres-Mendieta, R., Avignone-Rossa, C., Pietrelli, A., Gadkari, S., Ieropoulos, I. A., & Yalcinkaya, F. (2023). Nanocomposite use in MFCs: a state of the art review. *Sustainable Energy & Fuels*, *7*(24), 5608–5624 .

Kuo, J., Liu, D., Wang, S.-H., & Lin, C.-H. (2021). Dynamic changes in soil microbial communities with glucose enrichment in sediment microbial fuel cells. *Indian Journal of Microbiology*, *61*(4), 497–505 .

Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, *376*(1834), 20210084 .

Leifeld, J. (2023). Carbon farming: Climate change mitigation via non-permanent carbon sinks. *Journal of Environmental management*, *339*, 117893 .

Li, C., Mei, T., Song, T.-s., & Xie, J. (2022). Removal of petroleum hydrocarbon-contaminated soil using a solid-phase microbial fuel cell with a 3D corn stem carbon electrode modified with carbon nanotubes. *Bioprocess and biosystems engineering*, *45*(7), 1137–1147 .

Li, M., Zhou, M., Tian, X., Tan, C., McDaniel, C. T., Hassett, D. J., & Gu, T. (2018). Microbial fuel cell (MFC) power performance improvement through enhanced microbial electrogenicity. *Biotechnology advances*, *36*(4), 1316–1327 .

Li, W.-W., & Yu, H.-Q. (2015). Stimulating sediment bioremediation with benthic microbial fuel cells. *Biotechnology advances*, *33*(1), 1–12 .

Li, X., Li, Y., Zhang, X., Zhao, X., Chen ,X., & Li, Y. (2020). The metolachlor degradation kinetics and bacterial community evolution in the soil bioelectrochemical remediation. *Chemosphere*, *248*, 125915 .

Li, X., Li, Y., Zhang, X., Zhao, X., Sun, Y., Weng, L., & Li, Y. (2019). Long-term effect of biochar amendment on the biodegradation of petroleum hydrocarbons in soil microbial fuel cells. *Science of The Total Environment*, *651*, 796–806 .

Liang, Y., Ji, M., Zhai, H., & Zhao, J. (2021). Organic matter composition, BaP biodegradation and microbial communities at sites near and far from the bioanode in a soil microbial fuel cell. *Science of The Total Environment*, *772*, 144919 .

Liao, Z.-H., Sun, J.-Z., Sun, D.-Z., Si, R.-W., & Yong, Y.-C. (2015). Enhancement of power production with tartaric acid doped polyaniline nanowire network modified anode in microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, *192*, 831–834 .

Liu, C. H., Lee, S. K., Ou, I. C., Tsai, K. J., Lee, Y., Chu, Y. H., Liao, Y. T., & Liu, C. T. (2021). Essential factors that affect bioelectricity generation by Rhodopseudomonas palustris strain PS3 in paddy soil microbial fuel cells. *International journal of energy research*, *45*(2), 2231–2244 .

Liu, H., & Logan, B. E. (2004). Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange membrane. *Environmental science & technology*, *38*(14), 4040–4046 .

Louwagie, G., Gay, S. H., Sammeth, F., & Ratinger, T. (2011). The potential of European Union policies to address soil degradation in agriculture. *Land degradation & development*, *22*(1), 5–17 .

Lovley, D. R., Giovannoni, S. J., White, D. C., Champine, J. E., Phillips, E., Gorby, Y. A., & Goodwin, S. (1993). Geobacter metallireducens gen. nov. sp. nov., a microorganism capable of coupling the complete oxidation of organic compounds to the reduction of iron and other metals. *Archives of microbiology*, *159*(4), 336–344 .

Lu, L., Huang, Z., Rau, G. H., & Ren, Z. J. (2015). Microbial electrolytic carbon capture for carbon negative and energy positive wastewater treatment. *Environmental science & technology*, *49*(13), 8193–8201 .

Luckarift, H. R., Sizemore, S. R., Farrington, K. E., Roy, J., Lau, C., Atanassov, P. B., & Johnson, G. R. (2012). Facile fabrication of scalable, hierarchically structured polymer/carbon architectures for bioelectrodes. *ACS applied materials & interfaces*, *4*(4), 2082–2087 .

Ma, J., Wang, A., & Weng, Z. (2024). Do policies make a difference? Assessing the impact of China's air pollution prevention and control action plan on carbon emissions. *Journal of Environmental management*, *370*, 122685 .

Ma, J., Zhang, Q., Chen, F., Lu, S., Wang, Y., & Liang, H. (2021). Simultaneous removal of copper and biodegradation of BDE-209 with soil microbial fuel cells. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *9*(4), 105593 .

Mandal, A., Majumder, A., Dhaliwal, S., Toor, A., Mani, P. K., Naresh, R., Gupta, R. K., & Mitran, T. (2022). Impact of agricultural management practices on soil carbon sequestration and its monitoring through simulation models and remote sensing techniques: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *52*(1), 1–49 .

Mandanipour, V. (2021). Chemical Modification of Proton Exchanger Sulfonated Polystyrene with Sulfonated Graphene Oxide for Application as a New Polymer Electrolyte Membrane in Direct Methanol Fuel Cell. *Iran. J. Chem. Chem. Eng. (Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering)*, *40*(6), 1973–1984 .

Martins, G., Peixoto, L., Teodorescu, S., Parpot, P., Nogueira, R., & Brito ,A. (2014). Impact of an external

electron acceptor on phosphorus mobility between water and sediments. *Bioresource Technology*, *151*, 419–423 .

Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan, N., & Naidu, R. (2011). Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environment International*, *37*(8), 1362–1375 .

Methe, B., Nelson, K. E., Eisen, J., Paulsen, I., Nelson, W., Heidelberg, J., Wu, D., Wu, M., Ward, N., & Beanan, M. (2003). Genome of Geobacter sulfurreducens: metal reduction in subsurface environments. *Science*, *302*(5652), 1967–1969 .

Moghimi, H., HEIDARY, T. R., & Hamedi, J. (2016). Evaluation of crude oil biodegradation by Phaeosphaeria spp. UTMC 5003 .

Moghimi, H., Shafiee, Z., Reshadi, M. A. M., & Bazargan, A. (2025). Remediation of pseudomonas aeruginosa and landfill leachate biofilms with electromagnetic fields. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 1–16 .

Mohanakrishna, G., Al-Raoush, R. I., Abu-Reesh, I. M., & Pant, D. (2019). A microbial fuel cell configured for the remediation of recalcitrant pollutants in soil environment. *RSC advances*, *9*(71), 41409–41418 .

Nandy, A., Kim, B., & Di Lorenzo, M. (2022). Minimalistic soil microbial fuel cells for bioremediation of recalcitrant pollutants. E3S Web of Conferences ,

Nascimento, C. M., de Sousa Mendes, W., Silvero, N. E. Q., Poppiel, R. R., Sayão, V. M., Dotto, A. C., Dos Santos, N. V., Amorim, M. T. A., & Demattê, J. A. (2021). Soil degradation index developed by multitemporal remote sensing images, climate variables, terrain and soil atributes. *Journal of Environmental management*, *277*, 111316 .

Nawaz, A., Raza, W., Gul, H., Durrani, A. K., Algethami, F. K., Sonne, C., & Kim, K.-H. (2020). Upscaling feasibility of a graphite-based truncated conical microbial fuel cell for bioelectrogenesis through organic wastewater treatment. *Journal of colloid and interface science*, *570*, 99–108 .

Noori, M. T., Ghangrekar, M., Mukherjee, C., & Min, B. (2019). Biofouling effects on the performance of microbial fuel cells and recent advances in biotechnological and chemical strategies for mitigation. *Biotechnology advances*, *37*(8), 107420 .

Olabi, A. G., Wilberforce, T., & Abdelkareem, M. A. (2021). Fuel cell application in the automotive industry and future perspective. *Energy*, *214*, 118955 .

Ortega-Martínez, A., Juárez-López, K., Solorza-Feria, O., Ponce-Noyola, M., Galindez-Mayer, J., Rinderknecht-Seijas, N., & Poggi-Varaldo, H. (2013). Analysis of microbial diversity of inocula used in a five-face parallelepiped and standard microbial fuel cells. *International journal of hydrogen energy*, *38*(28), 12589–12599 .

Pal, M., Shrivastava, A., & Sharma, R. K. (2023). Performance of microbial fuel cell using nanomaterials for electrode modification. *EMERGING TECHNOLOGIES ;MICRO TO NANO: Proceedings of ETMN-2021*, *2752*(1), 060005 .

Panepinto, D., Fiore, S., Zappone, M., Genon, G., & Meucci, L. (2016). Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy. *Applied Energy*, *161*, 404–411 .

Park, D .H., & Zeikus, J. G. (2000). Electricity generation in microbial fuel cells using neutral red as an electronophore. *Applied and environmental microbiology*, *66*(4), 1292–1297 .

Pasternak, G., Greenman, J., & Ieropoulos, I. (2019). Removal of Hepatitis B virus surface HBsAg and core HBcAg antigens using microbial fuel cells producing electricity from human urine. *Scientific reports*, *9*(1), 11787 .

Pednekar, R. R., & Rajan, A. P. (2024). Unraveling the contemporary use of microbial fuel cell in pesticide degradation and simultaneous electricity generation: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, *31*(1), 144–166 .

Pei, Y., Yang, Y., Chen, L., Yang, Y., & Song, L. (2023). Remediation of chromium-contaminated soil in semi-arid areas by combined chemical reduction and stabilization. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, *35*(1), 2157332 .

Pu, K.-B., Ma, Q., Cai, W.-F., Chen, Q.-Y., Wang, Y.-H., & Li, F.-J. (2018). Polypyrrole modified stainless steel as high performance anode of microbial fuel cell. *Biochemical Engineering Journal*, *132*, 255–261 .

Qin, B., Luo, H., Liu, G., Zhang, R., Chen, S., Hou, Y., & Luo, Y. (2012). Nickel ion removal from wastewater using the microbial electrolysis cell. *Bioresource Technology*, *121*, 458–461 .

Qiu, Y., Yu ,Y., Li, H., Yan, Z., Li, Z., Liu, G., Zhang, Z., & Feng, Y. (2020). Enhancing carbon and nitrogen removals by a novel tubular bio-electrochemical system with functional biocathode coupling with oxygen-producing submerged plants. *Chemical Engineering Journal*, *402*, 125400 .

Rafieenia, R., Mahmoud, M., El-Gohary, F., & Rossa, C. A. (2022). Microbial electrochemical systems for

enhanced degradation of glyphosate: Electrochemical performance, degradation efficiency, and analysis of the anodic microbial community. *bioRxiv*, 2022.2002. 2021.481054 .

Rahimnejad, M., Adhami, A., Darvari, S., Zirepour, A., & Oh, S.-E. (2015). Microbial fuel cell as new technology for bioelectricity generation: A review. *Alexandria Engineering Journal*, *54*(3), 745–756 .

Reimers, C. E ,.Tender, L. M., Fertig, S., & Wang, W. (2001). Harvesting energy from the marine sediment− water interface. *Environmental science & technology*, *35*(1), 192–195 .

Ren, Y., Chen, J., Li, X., Yang, N., & Wang, X. (2018). Enhanced bioelectricity generation of air-cathode buffer-free microbial fuel cells through short-term anolyte pH adjustment. *Bioelectrochemistry*, *120*, 145–149 .

Rossi, R., Jones, D., Myung, J., Zikmund, E., Yang, W., Gallego, Y. A., Pant, D., Evans, P. J., Page, M. A., & Cropek, D. M .(۲۰۱۹) .Evaluating a multi-panel air cathode through electrochemical and biotic tests. *Water research*, *148*, 51–59 .

Rossmann, F., Brenzinger, S., Knauer, C., Dörrich, A. K., Bubendorfer, S., Ruppert, U., Bange, G., & Thormann, K. M. (2015). The role of FlhF and HubP as polar landmark proteins in S hewanella putrefaciens CN-32. *Molecular microbiology*, *98*(4), 727–742 .

Rozendal, R. A., Hamelers, H. V., & Buisman, C. J. (2006). Effects of membrane cation transport on pH and microbial fuel cell performance. *Environmental science & technology*, *40*(17), 5206–5211 .

Salman, M. Y., & Hasar, H. (2023). Review on environmental aspects in smart city concept: Water, waste, air pollution and transportation smart applications using IoT techniques. *Sustainable Cities and Society*, *94*, 104567 .

Sarker, S., Akbor, M. A., Nahar, A., Hasan, M., Islam, A. R. M. T., & Siddique, M. A. B. (2021). Level of pesticides contamination in the major river systems: A review on South Asian countries perspective. *Heliyon*, *7* .(۶)

Sarmin, S., Tarek, M., Cheng, C. K., Roopan, S. M., & Khan, M. M. R. (2021). Augmentation of microbial fuel cell and photocatalytic polishing technique for the treatment of hazardous dimethyl phthalate containing wastewater. *Journal of hazardous materials*, *415*, 125587 .

Sathe, S., Chakraborty, I., Cheela, V. S., Chowdhury, S., Dubey, B., & Ghangrekar, M. (2021). A novel bio-electro-Fenton process for eliminating sodium dodecyl sulphate from wastewater using dual chamber microbial fuel cell. *Bioresource Technology*, *341*, 1 .۲۵۸۵۰

Semenec, L., Laloo, A. E., Schulz, B. L., Vergara, I. A., Bond, P. L., & Franks, A. E. (2018). Deciphering the electric code of Geobacter sulfurreducens in cocultures with Pseudomonas aeruginosa via SWATH-MS proteomics. *Bioelectrochemistry*, *119*, 1 .۱۶۰–۵۰

Shariati, S., Mehrdadi, N., Alikhani, H. A., & Zeynali, K. (2025). The role of cadmium-resistant bacteria and modifiers in improving rice crop quality. *Iranian Journal of Soil and Water Research* .

Shariati, S., Pourbabaee, A. A., Alikhani, H. A & ,.Rezaei, K. (2022). Degradation of phthalic acid esters by the microbial consortium isolated from a contaminated soil. *Applied Soil Research*, *10*(2), 1–13 .

Shariati, S., Pourbabaee, A. A., Alikhani, H. A., & Rezaei, K. A. (2021). Biodegradation of DEHP by a new native consortium An6 (Gordonia sp. and Pseudomonas sp.) adapted with phthalates, isolated from a natural strongly polluted wetland. *Environmental Technology & Innovation*, *24*, 101936 .

Shariati, S., Pourbabaei, A. A., Alikhani, H. A., Rezaei, K .A., & Shariati, F. (2021). Phthalic acid esters as pervasive emerging pollutants in the environment and their role in threatening food security and human health: A review. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, *52*(8), 2253–2277 .

Siksnelyte-Butkiene ,I., Zavadskas, E. K., & Streimikiene, D. (2020). Multi-criteria decision-making (MCDM) for the assessment of renewable energy technologies in a household: A review. *Energies*, *13*(5), 1164 .

Simeon, I. M., Weig, A., & Freitag, R. (2022). Optimization of soil microbial fuel cell for sustainable bio-electricity production: combined effects of electrode material, electrode spacing, and substrate feeding frequency on power generation and microbial community diversity. *Biotechnology for biofuels and bioproducts* .۱۲۴ ,(۱)۱۵ ,

Singh, S. (2001). Exploring correlation between redox potential and other edaphic factors in field and laboratory conditions in relation to methane efflux. *Environment International*, *27*(4), 265–274 .

Sirajudeen, A. A. O., Annuar, M. S. M ,.Ishak, K. A., Yusuf, H., & Subramaniam, R. (2021). Innovative application of biopolymer composite as proton exchange membrane in microbial fuel cell utilizing real wastewater for electricity generation. *Journal of Cleaner Production*, *278*, 123449 .

Sonawane, J. M., & Greener, J. (2024). Multiparameter optimization of microbial fuel cell outputs using linear sweep voltammetry and microfluidics. *Journal of Power Sources*, *607*, 234589 .

Song, N., Jiang, H., & Yan, Z. (2019). Contrasting effects of sediment microbial fuel cells (SMFCs) on the

degradation of macrophyte litter in sediments from different areas of a shallow eutrophic lake. *Applied Sciences*, *9*(18), 3703 .

Song, W., & Liu, M. (2017). Farmland conversion decreases regional and national land quality in China. *Land degradation & development*, *28*(2), 459–471 .

Sreelekshmy, B. (2020). Exploration of Electrochemcially Active Bacterial Strains for Microbial Fuel Cells: An Innovation in Bioelectricity Generation. *Journal of Pure & Applied Microbiology*, *14* .(۱)

Sun, F., Yang, Y., Zhang, Z., He, W., Chen, J., & Tang, M. (2025). Synergistic uranium (VI) remediation and bioenergy recovery via polyaniline-derived covalent organic framework-carbon nanotube (PANI@ COF-CNT) integrated sludge microbial fuel cell (SMFC): Mechanisms and microbial adaptation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 118598 .

Sur, S., & Sathiavelu, M. (2022). A concise overview on pesticide detection and degradation strategies. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, *34*(1), 1 .۱۲۶–۱۲

Suransh, J., & Mungray, A. K. (2022). Reduction in particle size of vermiculite and production of the low-cost earthen membrane to achieve enhancement in the microbial fuel cell performance. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(6), 1 .۰۸۷۸۷

Syed, Z., Sonu, K., & Sogani, M. (2022). Cattle manure management using microbial fuel cells for green energy generation. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, *16*(2), 460–470 .

Tang, K., He, C., Ma, C., & Wang, D. (2019). Does carbon farming provide a cost-effective option to mitigate GHG emissions? Evidence from China. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, *63*(3), 575–592 .

Touch, N., Hibino, T., Kinjo, N., & Morimoto, Y. (2018). Exploratory study on improving the benthic environment in sediment by sediment microbial fuel cells. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *15*(3), 507–512 .

Trivedi, P., Schenk, P. M., Wallenstein, M. D., & Singh, B. K. (2017). Tiny microbes, big yields: enhancing food crop production with biological solutions. *Microbial biotechnology*, *10*(5), 999–1003 .

Umar, M. F., Abbas, S. Z., Mohamad Ibrahim, M. N., Ismail, N., & Rafatullah, M. (2020). Insights into advancements and electrons transfer mechanisms of electrogens in benthic microbial fuel cells. *Membranes*, *10*(9), 205 .

Valimandanipour, V., Noroozifar, M. (2017). Preparation and characterization of sulfonated polystyrene–polyethylene composite membrane for direct methanol fuel cell. *Iran. J. Chem. Chem. Eng. (Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering)*, *5*, 151–162 .

Varma, M., Gupta, A. K., Ghosal, P. S., & Majumder, A. (2021). A review on performance of constructed wetlands in tropical and cold climate: Insights of mechanism, role of influencing factors, and system modification in low temperature. *Science of The Total Environment*, *755*, 142540 .

Vélez-Pérez, L., Ramirez-Nava, J., Hernández-Flores, G., Talavera-Mendoza, O., Escamilla-Alvarado, C., Poggi-Varaldo, H., Solorza-Feria, O., & López-Díaz, J. (2020). Industrial acid mine drainage and municipal wastewater co-treatment by dual-chamber microbial fuel cells. *International journal of hydrogen energy*, *45*(26), 13757–13766 .

Verma, P., Daverey, A., Kumar, A., & Arunachalam, K. (2021). Microbial fuel cell–a sustainable approach for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. *Journal of Water Process Engineering*, *40*, 101768 .

Vishwanathan, A. (2021). Microbial fuel cells: a comprehensive review for beginners. *3 Biotech*, *11*(5), 248 .

Waldrop, M., Harden, J .W., Turetsky, M., Petersen, D. G., McGuire, A., Briones, M., Churchill, A., Doctor, D., & Pruett, L. (2012). Bacterial and enchytraeid abundance accelerate soil carbon turnover along a lowland vegetation gradient in interior Alaska. *Soil Biology and Biochemistry*, *50*, 188–198 .

Wang, H., Li, L., Cao, X., Long, X., & Li, X. (2017). Enhanced degradation of atrazine by soil microbial fuel cells and analysis of bacterial community structure. *Water, Air, & Soil Pollution*, *228*(8), 308 .

Wang, H., Shen, X., Zhang ,C., Shao, Y., Li, H., Wu, J., Yang, Y., & Song, H. (2024). Effects of plasticizer on removal of antibiotics and antibiotic resistance genes from agricultural soils via soil microbial fuel cells. *Pedosphere*, *34*(6), 981–992 .

Wang, H., Song, H., Yu, R., Cao, X., Fang, Z., & Li, X. (2016). New process for copper migration by bioelectricity generation in soil microbial fuel cells. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(13), 13147–13154 .

Wang, H., Zhang, H., Zhang, X., Li, Q., Cheng, C., Shen, H & ,.Zhang, Z. (2020). Bioelectrochemical remediation of Cr (VI)/Cd (II)-contaminated soil in bipolar membrane microbial fuel cells. *Environmental research*, *186*, 109582 .

Wang, Y., Hu, J., Wang, L., Shan, D., Wang, X., Zhang, Y., Mao, X., Xing, L., & Wang ,D. (2016). Acclimated sediment microbial fuel cells from a eutrophic lake for the in situ denitrification process. *RSC advances*, *6*(83), 80079–80085 .

Wang, Y., Zhang, X., & Lin, H. (2024). Effects of pH on simultaneous Cr (VI) and p-chlorophenol removal and electrochemical performance in Leersia hexandra constructed wetland-microbial fuel cell. *Environmental technology*, *45*(3), 483–494 .

Wanwimolruk, S., Phopin, K., Boonpangrak, S., & Prachayasittikul, V. (2016). Food safety in Thailand 4: Comparison of pesticide residues found in three commonly consumed vegetables purchased from local markets and supermarkets in Thailand. *PeerJ*, *4*, e2432 .

Wong, P. Y., Cheng, K. Y., Krishna, K. B., Kaksonen, A. H., Sutton, D. C., & Ginige, M. P. (2018). Improvement of carbon usage for phosphorus recovery in EBPR-r and the shift in microbial community. *Journal of Environmental management*, *218*, 569–578 .

Wu, M., Xu, X., Lu, K., & Li, X. (2019). Effects of the presence of nanoscale zero-valent iron on the degradation of polychlorinated biphenyls and total organic carbon by sediment microbial fuel cell. *Science of The Total Environment*, *656*, 39–44 .

Wu, Q., Jiao, S., Ma, M., & Peng, S. (2020). Microbial fuel cell system: a promising technology for pollutant removal and environmental remediation. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(7), 6749–6764 .

Xu, P., Xiao, E.-R., Xu, D., Zhou, Y., He, F., Liu, B.-Y., Zeng, L., & Wu, Z.-B. (2017). Internal nitrogen removal from sediments by the hybrid system of microbial fuel cells and submerged aquatic plants. *PloS one*, *12*(2), e0172757 .

Xu, P., Xiao, E., Xu, D., Li, J., Zhang, Y., Dai, Z., Zhou, Q., & Wu, Z. (2018). Enhanced phosphorus reduction in simulated eutrophic water: a comparative study of submerged macrophytes, sediment microbial fuel cells, and their combination. *Environmental technology*, *39*(9), 1144–1157 .

Yadav, D., Singh, S., & Sinha, R. (2021). Microbial degradation of organic contaminants in water bodies: technological advancements. *Pollutants and Water Management: Resources, Strategies and Scarcity*, 172–209 .

Yang, X., & Chen, S. (2021). Microorganisms in sediment microbial fuel cells: Ecological niche, microbial response, and environmental function. *Science of The Total Environment*, *756*, 144145 .

Yang, X., Zhang, Z., & Zhang, J. (2023). Study of soil microplastic pollution and influencing factors based on environmental fragility theory. *Science of The Total Environment*, *899*, 165435 .

Yang, Y., Chen, H., Majidzadeh, H., & Chow, A. T. (2018). Electricity generation from different wetlands: Mechanisms based on dissolved organic matters in membrane-less microbial fuel cells. *Chemical Engineering Journal*, *351*, 1006–1012 .

Yaqoob, A. A., Al-Zaqri, N., Alamzeb, M., Hussain, F., Oh, S.-E., & Umar, K. (2023). Bioenergy generation and phenol degradation through microbial fuel cells energized by domestic organic waste. *Molecules*, *28*(11), 4349 .

Yu, H., Li, K., Cao, Y., Zhu, Y., Liu, X., & Sun, J. (2022). Synergistic remediation of lead contaminated soil by microbial fuel cell and composite remediation agent. *Energy Reports*, *8*, 388–397 .

Zaeni, A., Susilowati, P. E., Alwahab, & Ahmad, L. O. (2020). Renewable energy from sediment microbial fuel cell technology from Kendari Bay swamp sediments. AIP Conference Proceedings ,

Zhang, H., Chao, B., Gao, X., Cao, X., & Li, X. (2022). Effect of starch-derived organic acids on the removal of polycyclic aromatic hydrocarbons in an aquaculture-sediment microbial fuel cell. *Journal of Environmental management*, *311*, 114783 .

Zhang, J ,.Cao, X., Wang, H., Long, X., & Li, X. (2020). Simultaneous enhancement of heavy metal removal and electricity generation in soil microbial fuel cell. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *192*, 110314 .

Zhang, J., Jiao, W., Huang, S., Wang, H., Cao, X ,.Li, X., & Sakamaki, T. (2022). Application of microbial fuel cell technology to the remediation of compound heavy metal contamination in soil. *Journal of Environmental management*, *320*, 115670 .

Zhang, J., Liu, Y., Sun, Y., Wang, H., Cao, X., & Li, X .(۲۰۲۰) .Effect of soil type on heavy metals removal in bioelectrochemical system. *Bioelectrochemistry*, *136*, 107596 .

Zhang, Q., Zhang, L., Li, Z., Zhang, L., & Li, D. (2019). Enhancement of fipronil degradation with eliminating its toxicity in a microbial fuel cell and the catabolic versatility of anodic biofilm. *Bioresource Technology*, *290*, 121723 .

Zhang, Q., Zhang, L., Wang, H., Jiang, Q., & Zhu, X. (2018). Simultaneous efficient removal of oxyfluorfen

with electricity generation in a microbial fuel cell and its microbial community analysis. *Bioresource Technology*, *250*, 658–665 .

Zhao, J., Li, F., Cao, Y., Zhang, X., Chen, T., Song, H., & Wang, Z. (2021). Microbial extracellular electron transfer and strategies for engineering electroactive microorganisms. *Biotechnology advances*, *53*, 107682 .

Zhao, Q., Bilal, M., Yue, S., Hu, H., Wang, W., & Zhang, X. (2017). Identification of biphenyl 2, 3-dioxygenase and its catabolic role for phenazine degradation in Sphingobium yanoikuyae B1. *Journal of Environmental management*, *204*, 494–501 .

Zhao, Y., Li, Z., Ma, J., Yun, H., Qi, M., Ma, X., Wang, H., Wang, A., & Liang, B. (2018). Enhanced bioelectroremediation of a complexly contaminated river sediment through stimulating electroactive degraders with methanol supply. *Journal of hazardous materials*, *349*, 168–176 .

Zhou, H., Xuanyuan, X., Lv, X., Wang, J., Feng, K., Chen, C., Ma, J., & Xing, D. (2023). Mechanisms of magnetic sensing and regulating extracellular electron transfer of electroactive bacteria under magnetic fields. *Science of The Total Environment*, *895*, 165104 .

Zhou, X., Chen, X., Li, H., Xiong, J., Li, X., & Li, W. (2016). Surface oxygen-rich titanium as anode for high performance microbial fuel cell. *Electrochimica acta*, *209*, 582–590 .

Zhou, Y.-L., Jiang, H.-L., & Cai, H.-Y. (2015). To prevent the occurrence of black water agglomerate through delaying decomposition of cyanobacterial bloom biomass by sediment microbial fuel cell. *Journal of hazardous materials*, *287*, 7–15 .

Zhou, Y., Shi, C., Fan, M ,.Feng, Y., Xu, Y., & Chen, Y. (2019). The efficient biodegradation of dimethyl phthalate using an anaerobic bioelectrochemical system. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, *94*(9), 2935–2943 .

Zhu, N., Tang, J., Tang, C., Duan, P., Yao, L., Wu, Y & ,.Dionysiou, D. D. (2018). Combined CdS nanoparticles-assisted photocatalysis and periphytic biological processes for nitrate removal. *Chemical Engineering Journal*, *353*, 237–245 .

Zhu, N., Wu, Y., Tang, J., Duan, P., Yao, L., Rene, E. R., Wong, P. K., An, T., & Dionysiou, D. D. (2018). A new concept of promoting nitrate reduction in surface waters: simultaneous supplement of denitrifiers, electron donor pool, and electron mediators. *Environmental science & technology*, *52*(15), 8617–8626 .

Zhuang, L., Tang, J., Wang, Y., Hu, M., & Zhou, S. (2015). Conductive iron oxide minerals accelerate syntrophic cooperation in methanogenic benzoate degradation. *Journal of hazardous materials*, *293*, 37–45 .