Gonbad Kavous University

Journal of New Approaches in Water Engineering and Environment

Online ISSN: 2981-0280

Homepage: https://nawee.gonbad.ac.ir

A review of the efficiency of discharge plasma and algae for antibiotic wastewater

Bahareh Nowruzi [1], Nedasadat SafarabadiFarahani [2], Mohammad Jabari[3]

[1] Department of Biotechnology, Faculty of Converging Sciences and Technologies, Islamic Azad University Science and Research Branch, Tehran, Iran

[2] Department of Biotechnology, Faculty of Converging Sciences and Technologies, Islamic Azad University Science and Research Branch, Tehran, Iran

[3] Department of Biotechnology, Faculty of Converging Sciences and Technologies, Islamic Azad University Science and Research Branch, Tehran, Iran

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:

Received 01 Agust 2024

Received in revised form 31 October 2024

Accepted 15Novamber 2024

Published online 29 January 2024

Keywords:
Cold discharge plasma, algae, waste treatment, water crisis, harmful organic compounds

ABSTRACT

Objective: Given the water crisis and the development of innovative, clean, and advanced oxidation processes to decompose a variety of harmful organic compounds in wastewater has become the main subject for many research teams. The continuous increase of antibiotic concentrations in the environment is a serious potential hazard due to their toxicity and persistence. Unfortunately, conventional treatment techniques, such as those utilized in wastewater treatment plants, are not efficient in treating wastewater containing antibiotics. Recently, technologies based on algae as well as cold discharge plasma are among the processes that have been widely studied and developed due to their low energy cost and easy operation.

Methods: In this review article, the mechanisms of bioabsorption, bioaccumulation, and biodegradation using algae-bacteria consortia to remove antibiotics, the integration of algae with other microorganisms, and the effect of various factors on the effectiveness of decontamination by discharge plasma have been investigated. In addition, the production and reaction mechanisms of active compounds in discharge plasma systems, the potential and design of the laboratory-scale reactor, the combination of discharge plasma for decontamination with other processes, post- and pre-treatment along with the use of algae as a precursor for the production and modification of biochars with other materials to improve the removal capacity of antibiotics have received more attention.

Results: The results show that the use of advanced oxidation processes and genetic engineering to increase the capacity of antibiotic degradation and bioelectrochemical devices is of great importance.

Conclusions: So far, significant advances have been made in algae-mediated antibiotic removal technologies combined with cold plasma discharge, providing new insights for reducing waste pollution in aquatic environments.

*Corresponding author, Email: bahare77biol@gmail.com

Cite this article: Nowruzi, B., SafarabadiFarahani, N & Jabari, M. (2024). A review of the efficiency of discharge plasma and algae for antibiotic wastewater. *Journal of New Approaches in Water Engineering and Environment*, http//doi.org/000000000000000000

© The Author(s).

Publisher: Gonbad Kavous University.

DOI: http//doi.org/10.22034/nawee.2024.474343.1104

رویکردهای نوین در مهندسی آب و محیط زیست
شاپا الکترونیکی: ۰۲۸۰-۲۹۸۱
Homepage: https://nawee.gonbad.ac.ir

مروری بر کارایی پلاسمای تخلیه و جلبک‌ها برای تصفیه پساب‌های آنتی‌بیوتیکی

بهاره نوروزی*[۱]، نداسادات صفرآبادی فراهانی [۲]، محمد جباری [۳]

[۱] گروه بیوتکنولوژی، دانشکده علوم و فناوری‌های همگرا، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
[۲] گروه بیوتکنولوژی، دانشکده علوم و فناوری‌های همگرا، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
[۳] گروه بیوتکنولوژی، دانشکده علوم و فناوری‌های همگرا، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت:
۱۴۰۳/۰۵/۱۰

تاریخ بازنگری:
۱۴۰۳/۰۸/۲۰

تاریخ پذیرش:
۱۴۰۳/۰۸/۳۰

تاریخ انتشار:
۱۴۰۳/۱۰/۱۰

کلیدواژه‌ها:
پلاسمای تخلیه سرد، جلبک‌ها، تصفیه پساب، بحران آب، ترکیبات آلی مضر

چکیده

هدف: با توجه به بحران آب، توسعه فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته و نوآورانه پاک، برای تجزیه انواع ترکیبات آلی مضر در فاضلاب، به موضوع اصلی بسیاری از گروه‌های تحقیقاتی تبدیل‌شده‌است. درواقع افزایش مداوم غلظت آنتی بیوتیک‌ها در محیط زیست به‌دلیل سمی‌بودن و ماندگاری آن‌ها یک خطر بالقوه جدی است. متأسفانه، روش‌های تصفیه مرسوم، مانند روش‌های مورداستفاده در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، برای تصفیه پساب‌های آنتی‌بیوتیکی، کارآمد نیستند. اخیراً فنّاوری‌هایی برپایه جلبک‌ها و همچنین پلاسمای تخلیه سرد مطالعه و توسعه داده شده‌اند. دلیل توجه این فرآیندها، هزینه کم انرژی و کارکرد آسان آنها بوده است.

مواد و روش‌ها: در این مقاله مروری، مکانیسم‌های جذب زیستی، تجمع زیستی و تجزیه زیستی با استفاده از کنسرسیوم جلبک-باکتری ها برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها، ادغام جلبک‌ها با سایر میکروارگانیسم‌ها و تأثیر عوامل مختلف بر اثربخشی آلودگی‌زدایی توسط پلاسمای تخلیه موردبررسی قرارگرفته است. علاوه بر آن مکانیسم‌های تولید و واکنش ترکیبات فعال در دستگاه‌های پلاسمای تخلیه، پتانسیل و طراحی رآکتور در مقیاس آزمایشگاهی، ترکیب پلاسمای تخلیه برای آلودگی‌زدایی با سایر فرآیندها، پس‌وپیش از تصفیه به همراه استفاده از جلبک‌ها به‌عنوان پیش ساز برای تولید و اصلاح بیوچار با مواد دیگر برای بهبود ظرفیت حذف آنتی‌بیوتیک‌ها موردتوجه بیشتری قرارگرفته است.

نتایج: نتایج نشان می دهد استفاده از فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته و مهندسی ژنتیک برای افزایش ظرفیت تجزیه آنتی‌بیوتیکی و دستگاه‌های بیوالکتروشیمیایی از اهمیت بسیاری برخوردار است.

نتیجه‌گیری: تاکنون پیشرفت های قابل توجهی در فنّاوری‌های حذف آنتی‌بیوتیک‌ها باواسطه جلبک‌ها به همراه پلاسمای تخلیه سرد حاصل شده است و بینش‌های جدیدی را برای کاهش آلودگی پسماند در محیط‌های آبی به وجود آورده است.

نویسنده مسئول، Email: bahareh.nowruzi@srbiau.ac.ir

استناد: نوروزی، بهاره؛ صفرآبادی فراهانی، نداسادات؛ جباری، محمد. (۱۴۰۳). مروری بر کارایی پلاسمای تخلیه و جلبک‌ها برای تصفیه پساب‌های آنتی بیوتیکی، *رویکردهای نوین در مهندسی آب و محیط زیست*،
http//doi.org/10.22034/nawee.2024.474343.1104

ناشر: دانشگاه گنبد کاووس.
© نویسندگان.

مقدمه

رشد سریع جمعیت جهان و افزایش تقاضا برای آب پاک، دانشمندان را به توسعه فرآیندهای مرسوم مختلف برای تصفیه فاضلاب از قبیل تصفیه فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب سوق داده است. در میان آن‌ها، فن‌های شیمیایی به‌طور گسترده استفاده می‌شود. بااین‌حال، همه این فن‌ها دارای معایبی هستند، مانند باقی‌مانده‌های مواد جامد معدنی و شیمیایی که واکنش نداده‌اند (Zeghioud 2020).

باقیمانده داروها و محصولات مراقبت شخصی (PPCP[۲])، به‌طور گسترده در محیط‌های آبی شناسایی شده است. آنتی‌بیوتیک‌ها دسته‌ای از PPCP ها هستند که به‌طور فزاینده‌ای در محیط طبیعی شناسایی می‌شوند و با اثرات اکوتوکسیک همراه هستند. افزایش غلظت آنتی‌بیوتیک‌ها در محیط آبی (بیش از یک میلی‌گرم در لیتر)، بسیار سمی و خطرناک است. خطرناک بودن به‌دلیل افزایش غلظت این باکتری‌ها و همچنین افزایش ژن‌های مقاومت آنتی‌بیوتیکی باکتری‌ها (ARB[۳]) است. در سال ۲۰۱۹، مقاومت آنتی‌بیوتیکی و قارچی به‌تنهایی، باعث آلوده شدن ۲/۸۰۰/۰۰۰ نفر و مرگ بیش از ۳۵/۰۰۰ نفر شد. باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک‌ها، بیشتر در محیط‌های آبی که پساب‌های بیمارستان‌ها، کارخانه‌ها و ... وارد آن‌ها می‌شوند، یافت شده‌اند که همین موضوع، انتقال و مهاجرت آلودگی را چندین برابر افزایش می‌دهد. علاوه براین مشخص شده است که تصفیه‌خانه‌ها در حذف آلودگی‌های ARB ها نمی‌توانند مؤثر باشند. اخیراً روش‌های بسیاری برای حذف این آلودگی‌ها ازجمله روش‌های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی در نظر گرفته‌شده است. روش‌های دیگری ازجمله، فیتراسیون کربن فعال، پروسه‌های اکسیداسیون و استفاده از نانو مواد در دست اقدام هستند. هرچند استفاده از این روش‌ها نیز با محدودیت‌هایی ازجمله هزینه زیاد، در دسترس نبودن برخی مواد اولیه و ... همراه است. در مقایسه با روش‌های فیزیکی و شیمیایی، روش بیولوژیکی از مزایای بیشتری ازجمله، کم‌هزینه‌بودن و دوست‌دار محیط‌زیست بودن برخوردار است. جلبک‌ها در ابتدا در اکوسیستم‌های آبی تولید می‌شوند ازاین‌رو به دلیل چرخه زندگی کوتاه و حساسیت فراوان به آلاینده‌های آبی، شاخص‌های اکولوژیکی مناسبی برای حذف آلودگی‌ها هستند (Zhang et al 2021 ،Li et al 2022 ،Du et al 2021).

روش زیست‌پالایی توسط جلبک‌ها اولین بار در دهه ۱۹۵۰ برای تصفیه کربن حلال از فاضلاب استفاده شد. مزیت اصلی استفاده از فنّاوری‌های وابسته به جلبک‌ها، عدم نیاز به منبع انرژی خاصی برای حذف آلاینده برخلاف روش‌های دیگر است (Li et al 2022).

در سالهای اخیر محققان بر روی فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs)[۴]، مانند فوتو فنتون و فناوری پلاسمای غیرحرارتی (NTP[۵]) تمرکز کرده‌اند. کاربرد پلاسما در تصفیه آب به دلیل سادگی، اثربخشی در از بین بردن ترکیبات آلی سمی در آب تصفیه‌نشده و آب فاضلاب، صرفه‌جویی و جنبه‌های سازگار با محیط‌زیست توجه زیادی را به خود جلب کرده است. به‌عنوان‌مثال دستگاه‌های پلاسما-مایع[۶]، توجه چشمگیر محققان را در زمینه‌های کاربردی متنوعی به خود جلب کرده‌اند که پاک‌سازی محیطی و فاضلاب، پردازش نانو مواد، درمان سلول‌های سرطانی، استریلیزاسیون و ضدعفونی، پیشگیری و تخریب بیوفیلم باکتریایی و شیمی تجزیه و غیره را شامل می‌شود. تکنیک‌های تصفیه پلاسما برای تجزیه بسیاری از ترکیبات مضر از آب، ازجمله علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها، فنل ها، رنگ‌های آلی، As^{3+}, Cr^{6+}, Fe^{3+}, Cu^{2+} و Zn^{2+} زیست مولکول‌ها، غیرفعال‌سازی ویروس‌ها و باکتری‌ها، مواد دارویی و آنتی‌بیوتیک‌های دامپزشکی، حذف احتمالی پساب‌های شیمیایی و بیولوژیکی در هر سه حالت گاز، مایع و جامد و برای افزایش تجزیه‌پذیری زیستی فاضلاب کوک‌سازی استفاده می‌شود (Zeghioud 2020).

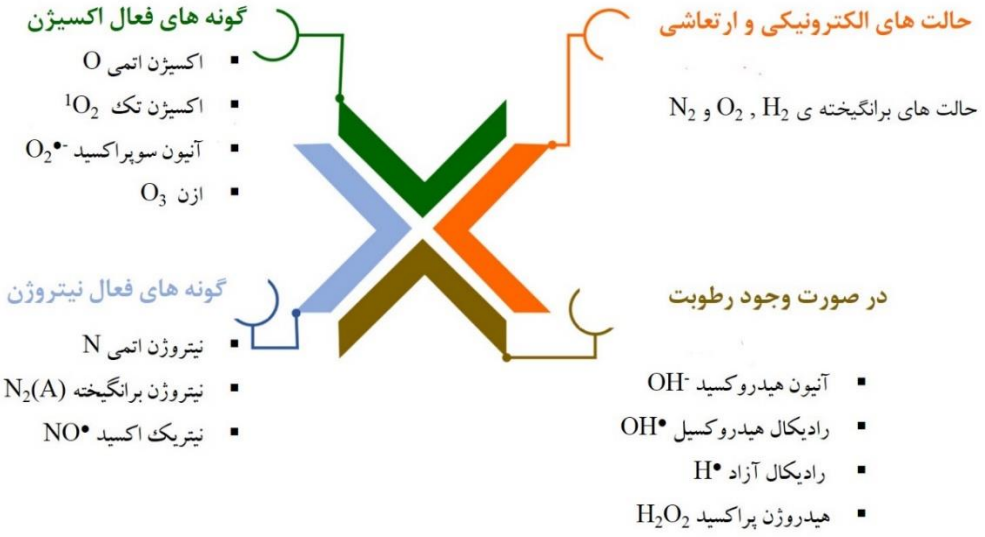
در این مقاله مروری، جنبه‌های مختلف مربوط به تصفیه فاضلاب توسط پلاسمای تخلیه الکتریکی به‌طور مفصل موردبحث قرار می‌گیرد. علاوه براین، رویکردهای جدید اخیر برای افزایش حذف آنتی‌بیوتیک‌ها توسط جلبک‌ها خلاصه و مقایسه شده است؛ همچنین

[2] personal care products
[3] antibiotic resistant bacteria
[4] Advanced Oxidation Processes
[5] Non-thermal Plasma
[6] Plasma-liquid Systems

استفاده بالقوه مهندسی ژنتیک برای بهبود تجزیه آنتی‌بیوتیک‌ها و استفاده از کنسرسیوم‌های میکروجلبک-باکتری برای حذف پساب‌ها نیز موردتوجه قرارگرفته است.

پلاسمای تخلیه

در سال‌های اخیر، استفاده از پلاسمای تخلیه برای حذف و یا معدنی شدن کامل ترکیبات آلی خطرناک (محصولات دارویی و رنگ‌های مصنوعی) و باکتری‌های بیماری‌زای درون فاضلاب کاربرد زیادی دارد. پلاسما منبعی از میدان الکتریکی بالا، ذرات باردار پرانرژی، ترکیبات اکسیدکننده (رادیکال‌ها و مولکول‌ها) و ترکیبات احیاکننده (اتم هیدروژن، اتم نیتروژن و الکترون‌های آبی و غیره)، همچنین منبع اولتراسوند، نور UV، کاویتاسیون الکتروهیدرولیک[۷] و حتی امواج شوک است (شکل ۱) (Zeghioud 2020).



شکل ۱- ترکیبات فعال در فاز گاز و مایع که توسط دستگاه‌های پلاسمای تخلیه تولید می‌شوند (Zeghioud 2020).

انواع پلاسمای تخلیه

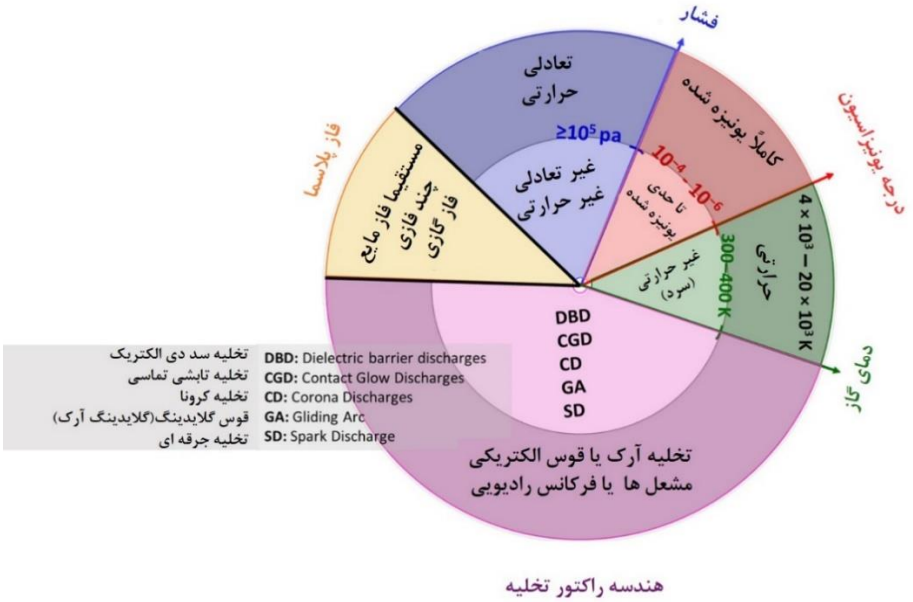
در طبقه‌بندی پلاسماهای تخلیه معیارهای مختلفی بر اساس دمای گاز، دمای الکترون و یون و چگالی پلاسما، میزان فشار (پلاسمای تعادلی در فشار بالا $\geq 10^5$Pa و پلاسمای غیر تعادلی در فشار اتمسفر یا کمتر) و میزان جریان، حالت نیرو، تعادل ترمودینامیکی (تعادل یا پلاسمای حرارتی و غیرتعاملی یا پلاسمای غیرحرارتی) و درجه یونیزاسیون چگالی ذرات باردار / چگالی کل گونه‌ها ازجمله ذرات خنثی و باردار تا حدی یونیزه شده (10^{-6} – 10^{-4}) تا کاملاً یونیزه شده وجود دارد (Zeghioud 2020).

پلاسما یک گاز نیمه یونیزه است که می‌تواند توسط تخلیه‌های الکتریکی مختلف تولید شود و ازنظر چگالی، فشار یا دما به دو گروه اصلی حرارتی و غیرحرارتی طبقه‌بندی می‌شود. پلاسمای حرارتی (معمولاً تخلیه قوس الکتریکی[۸]، مشعل[۹] یا فرکانس رادیویی[۱۰]) باانرژی کافی اضافه می‌شود تا عناصر پلاسما در تعادل حرارتی قرار گیرند ($T_e \approx T_{gas}$). درحالی‌که وقتی دمای الکترون پرانرژی بسیار بالاتر از دمای مولکول‌های توده گاز باشد، پلاسمای غیرحرارتی با استفاده از توان کمتر به دست می‌آید (Dalvi-Isfahan et al 2024).

[7] Electrohydraulic Cavitations
[8] Arc Discharges
[9] Thermal Plasma Torches
[10] Radiofrequency

فناوری‌های مختلفی در پلاسمای تخلیه، بر اساس تخلیه الکتریکی با ولتاژ بالا به‌طور مستقیم در آب (تخلیه الکتروهیدرولیک[11]) یا در فاز گازی بالای آب (پلاسمای غیرحرارتی) مانند تخلیه‌های کرونا پالسی[12]، تخلیه سد دی‌الکتریک[13]، قوس گلایدینگ یا گلایدینگ آرک[14] و الکترولیز تخلیه تابش تماسی[15]، در مقالات گزارش‌شده است (شکل ۲) (Gupta et al 2024).

در جدول ۱ فهرست کاملی از انواع پلاسمای مورداستفاده برای حذف آلاینده و همچنین شرایط عملی آن خلاصه شده است. انواع رآکتورهای مختلف با فاز مایع طبقه‌بندی‌شده بر اساس نوع تخلیه (DBD، کرونا و تخلیه تابشی تماسی) برای حذف ترکیبات آلی مضر از آب ساخته و آزمایش‌شده‌اند. به‌راحتی می‌توان به تفاوت زیادی در راندمان حذف و زمان تصفیه برای یک ترکیب از پیکربندی رآکتور به پیکربندی رآکتور دیگر، چه در یک نوع تخلیه و یا چه در انواع متفاوت، اشاره کرد. همچنین طیف وسیعی از غلظت آلاینده‌های تصفیه‌شده از چند میلی‌گرم تا صدها یا حتی هزاران میلی‌گرم گزارش‌شده است (Liang et al 2024).



شکل ۲- طبقه‌بندی مختلف تخلیه پلاسما (Zeghioud 2020).

[11] Electrohydraulic Discharge
[12] Pulsed Corona Discharges
[13] Dielectric Barrier Discharges
[14] Gliding Arc
[15] Contact Glow Discharge Electrolysis

تخلیه سد دی‌الکتریک (DBD)

این دسته میکرو پلاسما که به آن تخلیه‌های بی‌صدا نیز می‌گویند، برای اولین بار برای تولید ازن توسعه یافت و سپس در کاربردهای مختلف، مانند تصفیه سطوح و تصفیه گاز تعمیم یافت. در این نوع سیستم، تخلیه الکتریکی به‌طورکلی بین الکترودها اتفاق می‌افتد، با این شرط که یک‌لایه نازک از مواد دی‌الکتریک حداقل یکی از الکترودها را می‌پوشاند (به‌عنوان‌مثال، کوارتز، شیشه، سرامیک، میکا و آلومینا) یا یکی از این مواد در فاصله تخلیه قرار می‌گیرد. محلول آبی همچنین می‌تواند به‌عنوان الکترود دوم در سیستم DBD عمل کند. در چندین پژوهش، بر اهمیت تولید ازن طی تخریب ترکیبات مقاوم، به‌دلیل طول عمر طولانی آن در مقایسه با سایر گونه‌های اکسیدکننده، تأکید شده است. این نوع به‌عنوان پلاسمای سرد تشکیل‌شده در دستگاه‌های فشار کم/اتمسفر طبقه‌بندی می‌شود. مزیت این روش، هزینه‌های عملیاتی کم آن است که این فایده به مصرف محدود برق و گاز نسبت داده می‌شود. جالب‌توجه است که در سال‌های گذشته، هندسه‌های مختلف رآکتورهای DBD با پیکربندی الکترودهای مختلف برای تصفیه فاضلاب‌های متعدد پیشنهاد شده است و این براین واقعیت تأکید دارد که محققان به تصفیه آب بیشتر از پیش توجه کرده‌اند (Vertongen et al 2024).

تخلیه تابش تماسی

الکترولیز تخلیه تابشی تماسی (CGDE)[16] یک فرآیند غیرمتعارف در فرآیند اکسیداسیون پیشرفته (AOPs[17]) است که در آن واکنش‌های الکتروشیمیایی در میان یک رسانای الکترونیکی (الکترودها) و سطح رسانای یونی اطراف (الکترولیت) انجام می‌شود. اگر ولتاژ اعمال‌شده به‌اندازه کافی بالا باشد، این سیستم باعث انتقال بار در سطح اتصال مشترک بین الکترودها و الکترولیت می‌شود. انواع مختلفی از الکترولیت‌ها در مقالات توصیف‌شده‌اند، الکترولیت‌های آبی، الکترولیت‌های جامد و نمک‌های مذاب یا مایعات یونی (Zeghioud 2020).

در الکترولیز تخلیه تابش تماسی، کاتد در آب غوطه‌ور می‌شود و با استفاده از شیشه متخلخل از آند جدا می‌شود. یک ولتاژ جریان مستقیم پیوسته به یک آند سیم نازک در ارتباط با سطح آب اعمال می‌شود. در این نوع پلاسما دمای ترکیب‌ها در ناحیه تخلیه (آنیون‌ها، کاتیون‌ها و گونه‌های خنثی) افزایش می‌یابد و با بازده بسیار بالاتری نسبت به الکترولیز معمولی در فاز گاز و محلول آبی تولید می‌شوند؛ بنابراین، پلاسمای تولیدشده در رآکتورها را می‌توان پلاسمای داغ نامید. در چنین سیستمی، H_2O_2 ترکیب اصلی تشکیل‌شده در فاز مایع و H_2 در فاز گاز است (Yu et al 2024).

تخلیه کرونا پالسی

تخلیه کرونا پالسی معمولاً در پیکربندی الکترود صفحه سوزنی (به‌عنوان‌مثال، نوک‌ها، نقاط دقیق یا سیم‌های نازک)[18] ایجاد می‌شود، جایی که یک سوزن به ترمینال ولتاژ بالا و صفحه به زمین متصل می‌شود. مواد الکترود ممکن است از مس، فولاد ضدزنگ با پوشش سرامیکی، تیتانیوم و غیره ساخته شوند. در فرآیند تخلیه بدون پالس[19] کرونا، سیستم می‌تواند شار بالایی از الکترون‌ها را از تخلیه الکتریکی جریان مستقیم، در رسانه‌های گاز یا مایع ایجاد کند. سپس مقدار زیادی از گونه‌های شیمیایی اکسیدکننده تولید می‌شود. تخلیه در آب با هوا یا حباب اکسیژن می‌تواند H_2O_2 و O_3 را به‌عنوان مولکول‌های شیمیایی فعال اصلی تولید کند. همان‌طورکه در کارهای مختلف گزارش‌شده است، چگالی نسبی $OH^{\bullet}$ و H و $O^{\bullet\bullet}$ تولیدشده به ماهیت گاز حبابدار بستگی دارد. تخلیه کرونا از طریق فرآیند بدون پالس، دارای مزیت تولید گونه‌های رادیکال پیوسته است و ایراد آن، مصرف انرژی بالا در مقایسه با تخلیه الکتریکی کرونا پالسی به دلیل عملکرد مداوم است (Song et al 2022).

[16] Contact Glow Discharge Electrolysis
[17] Advanced Oxidation Processes
[18] Needle-To-Plate Electrode
[19] Pulseless

جدول شماره ۱-برخی از مواد شیمیایی خطرناک و نوع تخلیه الکتریکی و رآکتورها (Zeghioud 2020).

رآکتور تخلیه الکتریکی	آلاینده تصفیه‌شده (غلظت mg/l)	راندمان تخریب	زمان موردنیاز (دقیقه)
تخلیه سد دی‌الکتریک			
رآکتور تخلیه سد دی‌الکتریک دوسطحی جدید[20]	Methyl orange (۲۴۰ mg/l)	٪۹۱/۰	**۱۳۰**
پلاسمای تخلیه سطح فاز گازی[21]	Dimethyl phthalate (۳۰ mg/l)	٪۹۲/۱	**۳۰**
پلاسمای DBD ترکیب‌شده با فیبرهای کربن فعال TiO2[22]	Triclocarban (۱۰mg/l)	٪۸۹/۰	**۳۰**
پلاسما DBD ستون[23]	Methyl violet 5BN (۲۲/۴ mg/l)	٪۹۹ ≈	**۳۰≈**
رآکتور پلاسما DBD ناپیوسته[24]	Atrazine (۵ mg/l)	٪۹۳/۲	**۵**
	Chlorfenvinfos (۵mg/l)	٪۹۴/۳	**۵**
	۲/۴ -Dibromophenol (۱ mg/l)	٪۹۸/۰	**۵**
	Lindane (۱ mg/l)	٪۸۶/۶	**۵**
رآکتور DBD پلاسما هم‌محور[25]	Atrazine (۵ mg/l)	٪۴۰/۳	**۵**
	Chlorfenvinfos (۵mg/l)	٪۹۳/۶	**۵**
	۲/۴ - Dibromophenol (۱ mg/l)	٪۷۳/۵	**۵**
	Lindane (۱ mg/l)	٪۷۹/۲	**۵**
رآکتور DBD در سطح خارج از محل[26]	Carbamazepine (۲۰ mg/l)	٪۱۰۰	**۵**
رآکتور DBD- پلاسمای غیرحرارتی هم‌محور از نوع صفحهٔ موازی[27]	Crystal violet (۱۰۰ mg/l)	٪۹۰/۶	**۲۵**
تخلیهٔ DBD صفحهٔ ریزش آب[28]	Triallyl isocyanurate (۱۰۰۰mg/l)	٪۱۰۰	**۶۰**
رآکتور تخلیه مانع دی‌الکتریک دوسطحی جدید[29]	Methyl orange (۸۰mg/l)	٪۹۴/۱	**۸۰**
رآکتور DBD -درام چرخان[30]	Carbamazepine (۲۳/۶ mg/l)	٪۹۴/۰	**۶۰**

[20] Novel Pilot two-level Dielectric Barrier Discharge Reactor
[21] Gas phase Surface Discharge Plasma
[22] DBD plasma Combined with /TiO2 Activated Carbon fibers
[23] DBD plasma Plume
[24] DBD Batch plasma Reactor
[25] DBD Coaxial plasma Reactor
[26] Ex situ level Dielectric Barrier Discharge Reactor
[27] Parallel Plane type Coaxial NTP-DBD Reactor
[28] Water falling film Dielectric Barrier Discharge
[29] Novel two-level Dielectric Barrier Discharge Reactor
[30] DBD - Rotating Drum Reactor

رآکتور تخلیه الکتریکی	آلاینده تصفیه‌شده (غلظت mg/l)	راندمان تخریب	زمان موردنیاز (دقیقه)
تخلیهٔ الکتریکی کرونا			
سیستم رآکتور هواگیر گردشی تخلیه گاز (GDC[31])	Methyl orange (۶۰ mg/l)	٪۹۳/۷	**۲۰**
رآکتور ناپیوسته هم‌دما با حباب مداوم گاز[32]	Phenol (۱۰۰ mg/l)	٪۶۲/۷	**۱۸۰**
رآکتور تخلیه پلاسما پالسی چندسوزنی روی صفحه[33]	Polyvinyl alcohol (۳۲۴ mg/l)	٪۷۶/۰	**۶۰**
رآکتور پلاسما تخلیهٔ کرونا با ولتاژ بالا دو پین -روی صفحه[34]	Acid Blue ۲۵ dye (۱۰ mg/l)	٪۱۰۰	**۳۵**
پلاسمای تخلیه کرونا همراه با ذرات طبیعی خاک (PCDP/SPs)[35]	Tetracycline hydrochloride (۵۰ mg/l)	٪۸۲/۶۴	**۶۰**
کرونا نقطه به صفحه همراه با حباب گاز[36]	Tetracycline (۵۰mg/l)	٪۶۱/۹	**۲۴**
کرونا به همراه ریزش مایع[37]	Paracetamol (۱۰۰ mg/l)	٪۱۰۰	**۲۰**
کرونا بالاتر از آب[38]	Diclofenac (۵۰ mg/l)	٪۱۰۰	**۱۵**
تخلیه الکتریکی پالسی به کمک فیبرهای کربن فعال اصلاح‌شده[39]	Methyl orange (۱۰۰ mg/l)	٪۱۰۰	**≈۳۰**
پلاسمای تخلیه پالسی[40] همراه با TiO2/δ-Al2O3 - MWCNTs	Acid orange II (۵۰ mg/l)	٪۱۰۰	**۶۰**
تخلیهٔ تابشی تماسی			
الکترولیز تخلیه تابشی تماسی (CGDE)[41]	Acid brilliant red B (۱۶ mg/l)	٪۹۴/۹۹	**۲**
		٪۹۵/۵۵	**۲**
الکترولیز تخلیه تابشی تماسی (CGDE)	Acid Orange ۷ (۲۵mg/l)	٪۹۵/۰۰	**۹۰**
الکترولیز تخلیه تابشی تماسی (CGDE)	Cationic Blue SD -GTL (۲۵ mg/l)	٪۹۹/۷	**۳**
تخلیه تابشی ایجادشده در تماس با کاتد مایع جاری[42]	Methyl red (۳۰mg/l)	٪۹۹/۰	**اشاره نشده**
	Triton X-۴۵ (۱۵۰mg/l)	٪۱۰۰	

پیکربندی رآکتور

در استفاده از پلاسمای تخلیه برای تصفیه آلاینده‌ها، پارامترهای تأثیرگذار متفاوتی وجود دارد. در میان آن‌ها، هندسه یا ژئومتری رآکتور یک عامل مهم است. محققان انرژی نسبی تولیدشده در حدود ۲۷ نوع مختلف از رآکتورهای پلاسما را مقایسه کردند. نتایج حاصل از بازده انرژی حاصل از تجزیه ترکیبات آلی در آب به ترتیب زیر بود:

۱) پالس DC > DC پیوسته و توان AC

۲) تخلیه کرونا پالسی> تخلیه‌های سد دی‌الکتریک پالسی> تخلیه DC

[31] Gas Discharge Circulatory
[32] Isothermal Batch Reactor with continuous Gas Bubbling
[33] Multi-needle-to-plate Pulsed Discharge
[34] Plasma reactor a Dual Pin-to-Plate High-Voltage Corona Discharge
[35] Corona Discharge Plasma coupled with Natural Soil Particles
[36] Point-to-plate Corona with Gas Bubbling
[37] Corona with Liquid shower
[38] Corona Above Water
[39] Pulsed Electrical Discharge assisted with Modified Activated Carbon fibers
[40] Pulsed Discharge Plasma
[41] Contact Glow Discharge Electrolysis
[42] Glow Discharges Generated in Contact with Flowing Liquid Cathode

۳) سوزاندن پلاسما در اکسیژن (درست کردن حباب اکسیژن) < هوا< مایع

۴) محلول تصفیه‌شده به‌عنوان قطرات ریز در محدوده پلاسما < غشای نازک < لایه عمقی

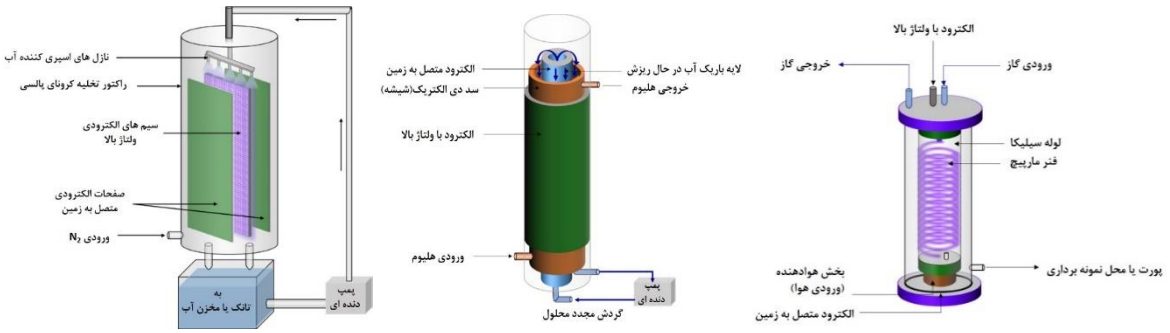
انواع پیکربندی رآکتور اخیراً در کارهای مختلف گزارش‌شده است. در بین همه، DBD صفحه به صفحه[۴۳] برای تصفیه غشای مایع در حال سقوط توسط گرانش، بهترین نتیجه را نشان داد. این رآکتور نمونه اولیه را می‌توان با TiO_2 جفت کرد که به‌شدت بازده معدنی آلاینده‌ها را افزایش می‌دهد و مصرف انرژی را کاهش می‌دهد. علاوه براین، در سیستم DBD، آبشاری از دو سیستم پلاسمایی DBD را می‌توان به‌صورت متوالی استفاده کرد که توسط یک رابطی در مراکز از هم جداشده‌اند (به‌عنوان ناحیه معرف گاز) تا تغییراتی را در ویژگی‌های شیمیایی پلاسما و تشکیل رادیکال نشان دهند. محققان دیگر گزارش دادند که رآکتور DBD لایه باریک آب در حال ریزش کواکسیال (هم‌محور)[۴۴] (شکل ۳ الف)، بهره‌وری انرژی بالاتری از یک رآکتور بچ (ناپیوسته)[۴۵] معمولی DBD را دارد. بااین‌حال، تخریب سینتیک در آخرین رآکتور ذکرشده کمی بیشتر است (Jiang et al 2025).

علاوه بر آن محققان، پیکربندی رآکتور مشابهی را برای تخریب چهار رنگ نساجی راکتیو یا واکنشی (راکتیو سیاه ۵، راکتیو واکنشی آبی ۵۲، راکتیو زرد ۱۲۵ و راکتیو سبز ۱۵) گزارش کردند. این مطالعه نشان داد که افزودن H_2O_2 و Fe^{+2} در محلول رنگی، کارایی رنگ‌زدایی را در شرایط بهینه چگالی انرژی اعمال‌شده، زمان ماندن و pH افزایش داد. محققان دیگر یک پیکربندی جدید از یک رآکتور DBD را پیشنهاد کردند. این سیستم پیلوت پیوسته DBD از دو لوله کوارتز هم‌محور و یک الکترود دیسک فولادی ضدزنگ و یک الکترود توری فولادی ضدزنگ تشکیل‌شده است (شکل ۳ ب). فاضلاب از طریق لوله کوارتز داخلی به بالای لوله پمپ می‌شود، سپس در ناحیه حلقوی بین دو لوله می‌ریزد؛ بنابراین، دو تخلیه مجزا بین الکترودهای دیسک فولادی ضدزنگ و دیگری بین الکترود دیسک فولادی در آب و الکترود شبکه‌ای ضدزنگ تولید می‌شود؛ بنابراین، این تخلیه به تخریب کارآمد محلول متیل اورانژ با غلظت بالا منجر می‌شود. یک رآکتور مشابه، تخلیه سد دی‌الکتریک لایه ریزان، توسط محققان دیگر پیشنهاد شد که در آن محلول تصفیه‌شده مستقیماً از طریق یک کانال خارجی به بالای رآکتور پمپ می‌شود (Yang et al 2018).

اخیراً برای تخریب دی‌متیل‌فتالات، یک رآکتور پلاسمای تخلیه سطحی که در آن پلاسما به محیط گازی واردشده بود، گزارش‌شده است، سپس گونه‌های فعال تولیدشده به‌سرعت به فاضلاب منتقل شدند. این نوع رآکتور اولین بار توسط محققان ساخته شد. برای تصفیه ترکیبات آلی فرار و بعد از آن محققان از این نوع رآکتور برای تصفیه و استریل کردن آب و فاضلاب استفاده کرده‌اند. برخی از هندسه‌های رآکتور که توسط محققان توسعه داده‌شده‌اند، می‌توانند هم‌زمان وظایف زیادی انجام دهند. به‌عنوان‌مثال، طیف‌های ستونی پلاسمایی DBD[۴۶] که برای اصلاح نساجی توسط محققان توسعه داده‌شده است، می‌تواند هم برای تصفیه سطح پارچه با الیاف و هم برای پاک‌سازی پساب نساجی آبی با استفاده از محصولات جانبی تولیدشده از پلاسمای تخلیه مانند رادیکال‌ها، ازن و یون‌ها استفاده شود. چهار نمونه اولیه رآکتورهای پلاسما شامل رآکتور ناپیوسته با الکترودهای صفحه سوزنی (BR[۴۷])؛ سیستم گردش مایع با گاز (OLC)[۴۸]، تخلیه الکتریکی هیبریدی گاز-مایع (GL)[۴۹] و سیستم رآکتور هوادهی گردشی تخلیه گاز (GDC)[۵۰] برای تصفیه محلول رنگ موردبررسی قرار گرفتند. نتایج نشان داد که روند تخریب آلاینده از روند زیر پیروی می‌کند: GDC >GL > OLC > BR، بااین‌حال، جالب است که بهره‌وری انرژی حذف آلاینده‌ها به ترتیب زیر کاهش یافت: GDC > OLC > GL >BR (Yang et al 2018).

[43] Plate to plate DBD
[44] DBD Coaxial Thin-falling-water-film Reactor
[45] DBD Conventional Batch Reactor
[46] DBD Plasma Plume Array
[47] Batch Reactor with a Needle–plate Electrodes
[48] Only Liquid Circulating System
[49] Hybrid Gas-Liquid Electrical Discharge
[50] Gas Discharge Circulatory Airtight Reactor System

محققان دیگر، حذف کاربامازپین[۵۱] را با دو حالت تخلیه الکتریکی خارج از محل و در محل، به‌طور مستقیم روی سطح آب، مطالعه کردند. این نتیجه را می‌توان با تشکیل اکسیدهای نیتروژن، در محل توضیح داد که منجر به کاهش pH و رقابت آن‌ها با ازن تولیدی می‌شود. علاوه براین، افزایش مقیاس رآکتور پلاسمای تخلیه می‌تواند کارایی فرآیند را افزایش دهد. درواقع، بهبود جابه‌جایی زیاد ترکیبات فعال و تعامل بین پلاسما و محلول، مصرف انرژی را کاهش می‌دهد. محققان انتقال رادیکال هیدروکسیل را از طریق واسط گاز-مایع با استفاده از یک رآکتور تخلیه کرونای پالسی (PCD)[۵۲] با آب پاشیده‌شده به ناحیه پلاسما از طریق طیف اتمی‌ساز[۵۳]، مطالعه کردند. رآکتور طراحی‌شده با صفحه سیمی عمودی به یک مولد پالس قابل تنظیم برای ارائه پالس‌های یکسان مجهز شده است. آب با استفاده از پنج نازل اتمایزر تمام مخروطی با جریان محوری، از بالا در تماس مستقیم با پلاسما اسپری شد و محلول تصفیه‌شده از پایین، به مخزن نگهدارنده کشیده شد (شکل ۳ ج). نتایج نشان داد که رادیکال‌های $OH^{\bullet}$ در سطح اتصال مشترک سمتِ گاز (از بخارآب) و نه در فاز مایع، تولید می‌شوند. علاوه براین، سطح اتصال مشترک گاز-مایع یک سد مهم برای اکسیداسیون مؤثر ترکیبات آبی توسط $OH^{\bullet}$ است (Jiang et al 2025).



شکل ۳- (الف) رآکتور پلاسمای تخلیه سد دی‌الکتریک کواکسیال لایه باریک آب در حال ریزش. (ب) رآکتور تخلیه سد دی‌الکتریک دوسطحی، (ج) رآکتور تخلیه کرونای پالسی[۵۴] (Zeghioud 2020).

پلاسما در فرآیندهای ترکیبی

تخلیه پلاسما یک تکنیک سریع و کارامد برای تصفیه آلاینده‌های مختلف است. تخلیه پلاسمای سرد DBD می‌تواند آلاینده‌ها را به‌طور جزئی یا کامل معدنی کند. با وجود این، مکانیسم تخریب منحصربه‌فرد (منحصر به ترکیبات خاصی) نیست. درواقع، تجزیه‌پذیری زیستی، آلاینده‌های آلی را تخریب می‌کند. این تکنیک می‌تواند به‌تنهایی یا همراه با فرآیند دیگری مانند فوتوکاتالیز، تجزیه زیستی، اثرات کاتالیزوری کربن فعال، جاذب‌ها، کاتالیزورها، فراصوت، ازن و سایر اکسیدان ها مورداستفاده قرار گیرد. همان‌طورکه محققان گزارش کردند، ترکیب پلاسمای صفحه DBD و فوتوکاتالیز معلق TiO_2[۵۵] می‌تواند به‌طور قابل‌توجهی بازده معدنی‌سازی را در مقایسه با سیستم پلاسمای صفحه DBD به‌تنهایی افزایش دهد (Peng et al 2023).

محققان تخریب آلاینده‌های آلی را با سیستم جفت‌کننده پلاسمای تخلیه و فرآیند فوتوکاتالیستی هیبریدی گزارش دادند. در این تکنیک محققان از پلاسمای تخلیه برای تولید گونه‌های فعال بر روی سطح TiO_2 و همچنین از نور فرابنفش خارجی برای افزایش

[51] Carbamazepine
[52] Pulsed Corona Discharge
[53] Atomizer Array
[54] Pulsed Corona Discharge (PCD) reactor
[55] DBD-plate plasma and suspended-TiO2 photocatalysis

کارایی فرآیند استفاده کرده‌اند. نتایج نشان داد که تصفیه محلول‌های آبی آلوده با یک سیستم ترکیبی، تخلیه کرونا-ازن زنی، سرعت تخریب را افزایش داده و همچنین به‌طور قابل‌توجهی عملکرد معدنی‌سازی را در مقایسه با ازن زنی به‌تنهایی بهبود می‌بخشد. الیاف کربن فعال‌شده با پلاسما DBD ترکیبی (ACF)[۵۶]، در مقایسه با پلاسمای DBD به‌تنهایی، بازده تخریب و معدنی سازی افزایش‌یافته را در pH پایین نشان داد. این اثر هم‌افزایی در حضور ACF ها را می‌توان با ظرفیت جذب بالا، تخلیه پایدار و شکاف تخلیه کوچک توضیح داد. عملکرد تخریب سینرژیک اسید اورانژ ۷ (AO7)[۵۷] توسط پلاسمای تخلیه سد دی‌الکتریک (DBDP)[۵۸] و پرسولفات (PS)[۵۹] توسط محققان دیگر بررسی شد. افزودن پرسولفات در طول درمان تأثیر کمی بر مسیرهای تخریب رنگ داشت، اما به‌طور قابل‌توجهی معدنی‌سازی را بهبود بخشید. محققان این اثر را عمدتاً به افزایش تولید رادیکال سولفات و رادیکال‌های هیدروکسیل تولیدشده از PS فعال‌شده نسبت می‌دهند (Stratton et al 2015).

تصفیه پلاسما در مقیاس پایلوت

امروزه، هنوز نیاز به توسعه دستگاه‌هایی با رآکتورهای آزمایشی یا صنعتی وجود دارد که ظرفیت بالایی برای حل مشکل واقعی آب آلوده ازنظر شیمیایی و بیولوژیکی داشته باشند؛ مانند سیستم ارائه‌شده توسط محققان که در مطالعه تأثیر فرآیند شست‌وشو با کمک پلاسما در مقیاس پایلوت بر جامعه میکروبی قابل‌کشت بود. توسعه سیستم تخلیه کرونای پالسی در مقیاس پایلوت توسط محققان باعث کاهش ۸۷ درصدی این میزان از فاضلاب خام، برای حذف ضایعات دارویی با غلظت بالا می‌شود. بااین‌حال، حذف ۱۰۰٪ برای فاضلاب تصفیه‌شده بیولوژیکی با مصرف انرژی کمتر به دست آمد (Zeghioud 2020).

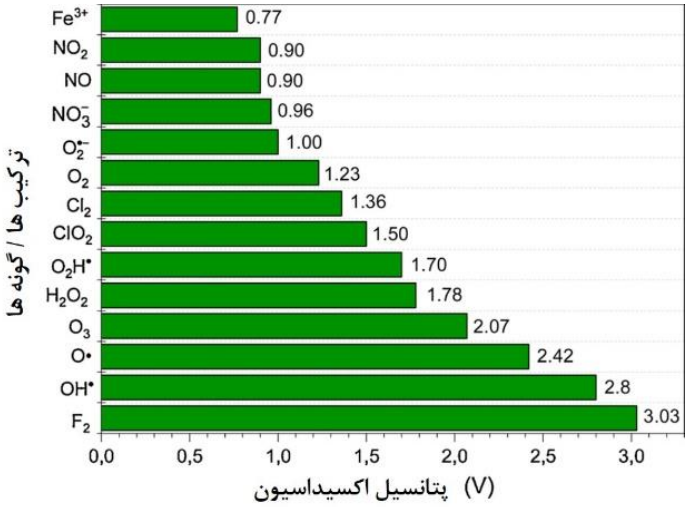
برخی از محققان مقیاس‌پذیری یک فرآیند پلاسمایی خاص را با استفاده از مشعل پلاسمایی ماکروویو پیشنهاد کرده‌اند که در آن این سیستم می‌تواند آب فعال ضدمیکروبی را در مقیاس صنعتی تقریباً تولید کند. این فرآیند با فرآیندهای شیمیایی معمول صنعتی رقابت داشت. از سوی دیگر، ثابت‌شده است که این فناوری کارایی بالایی در تخریب ترکیبات آلی کمیاب مانند داروسازی در مقیاس آزمایشگاهی یا تخریب طیف غلظت وسیع (ng/L ۱۰^۵_۱۰~) گونه‌های پلی و پر فلوئورو آلکیل از زباله‌های مشتق‌شده از تحقیقات مایع دارد که تزریق ازن تکمیلی در سیستم پلاسمای مقیاس آزمایشی برای حذف برخی آلاینده‌های آلی کارامدتر است. بااین‌حال، کل هزینه‌های سرمایه‌گذاری و قابل‌اطمینان این رآکتورها در مقیاس بزرگ هنوز نسبتاً مبهم است. همچنین، با توجه به اینکه اکسیداسیون مولکولی ازن ممکن است مکانیسم غالب برای بسیاری از آلاینده‌ها باشد، مطالعات آینده می‌تواند مقایسه مستقیم پلاسمای تخلیه الکتریکی با ژنراتورهای سنتی ازن را برای مقایسه عملکرد فرآیند ارائه دهد. از سوی دیگر به‌منظور افزایش قابلیت تجاری بودن آن برای تصفیه آب و فاضلاب در مقیاس کامل، فناوری پلاسما می‌تواند در مورد دوام عملکرد مطلوب آن و طول عمر کاری عادی و همچنین ایمنی بودن عملکرد، تحت یک آزمایش قابل‌اطمینان طولانی‌مدت قرار گیرد (Zeghioud 2020).

اصول و مکانیسم‌های پلاسما برای تصفیه آب‌های آلوده

تأثیر پلاسمای تخلیه در تصفیه آب‌های آلوده، شامل اثرات مستقیم ناشی از برخورد الکترون‌ها و اثرات ایجادشده توسط (H_2 و O_2 و O3) و ترکیبات فعال شیمیایی ($OH^{\bullet}$ و $O_2^{\bullet-}$ و $O^{\bullet}$) است که در محل از طریق واکنش‌های پیرولیز[۶۰] (تجزیه در اثر حرارت) و فوتولیز[۶۱] (تجزیه در اثر نیروی تابشی) ایجاد می‌شوند (Fan et al 2021).

[56] Activated Carbon Fibers
[57] Acid Orange 7
[58] Dielectric Barrier Discharge Plasma
[59] Persulfate
[60] Pyrolysis
[61] Photolysis

همان‌طور که در شکل ۴ نشان داده شد، این واکنش‌دهنده‌ها، پتانسیل‌های اکسیداسیون متفاوتی دارند. شایان‌ذکر است که تخلیه الکتریکی در مایعات، اثرات شیمیایی و فیزیکی مختلفی ایجاد می‌کند که باعث غیرفعال کردن میکروارگانیسم‌های مضر می‌شود، به این صورت که با ایجاد فشرده‌سازی الکترومکانیکی[۶۲]، موجب غیرفعال کردن سلول‌های باکتریایی با ایجاد منافذ در سلول‌های غشایی می‌شوند و درنهایت توسط امواج ضربه‌ای در محدوده ۵ تا ۲۰ کیلو بار منجر به تغییر شکل ساختار سلول‌ها می‌شوند. علاوه بر آن منجر به ایجاد جهش در ارگانیسم‌ها توسط تشعشعات UV شدید بین ۲۰۰ تا ۴۰۰ نانومتر می‌شوند (Zeghioud 2020).

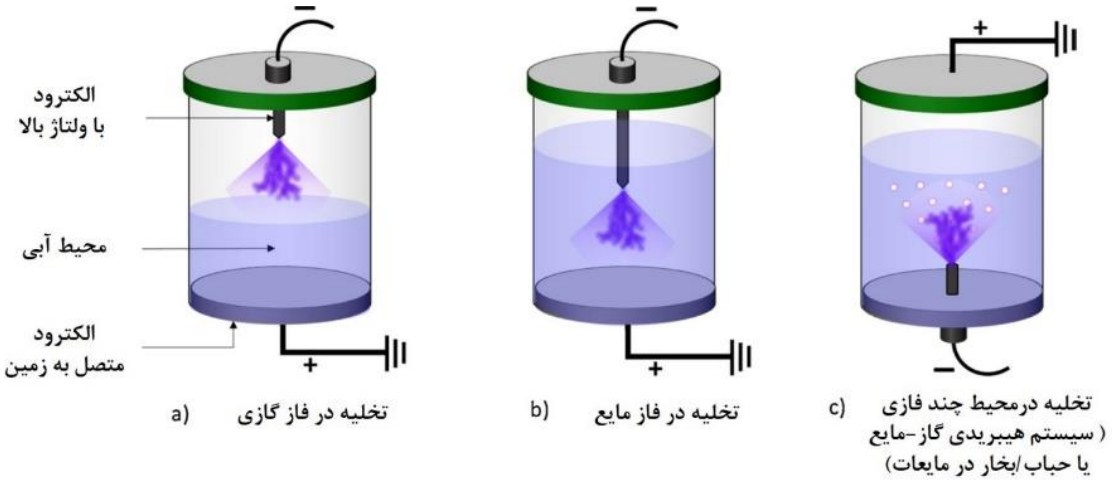


شکل ۴-مقایسه پتانسیل اکسیداسیون اکسیدان های اصلی تولیدشده توسط پلاسمای تخلیه در آب (Zeghioud 2020).

مکانیسم آلودگی‌زدایی فاضلاب توسط تخلیه الکتریکی

هنگامی‌که پلاسما آغاز می‌شود، افزایش قابل‌توجهی در دما وجود دارد (نرخ گرمایش≈ 10^{9} K. s^{-1}) و ثانیاً حجم محدود آب از پخش آزادانه پلاسما جلوگیری می‌کند و درنتیجه فشار بالایی (10^{7} - 10^{5} مگا پاسکال) ایجاد می‌شود. در یک محیط تراکم ناپذیر، فشار بالا به اثر شدید موج ضربه‌ای تبدیل می‌شود که در نتیجه تخلیه ولتاژ بالا و به دنبال آن جریان الکترومغناطیسی که می‌تواند آب و فاضلاب را استریل کند، منجر به تولید پلاسما به‌عنوان مرحله نهایی می‌شود. موج ضربه‌ای حاصل می‌تواند به‌طور غیرمستقیم توسط حفره‌های الکتروهیدرولیک، پیرولیز و واکنش‌های شیمیایی را در مایع حجیم ایجاد کند. مکانیسم آلودگی‌زدایی فاضلاب توسط تخلیه الکتریکی را می‌توان با توجه به توزیع فاز پلاسما یا اصول عملکرد رآکتور، به‌طور عمده به سه دسته تخلیه الکتریکی بالای سطح مایع، تخلیه در سطح اتصال مشترک پلاسما-مایع و تخلیه مستقیم مایع الکتریکی تقسیم کرد (شکل ۵) (Seifi et al 2024).

[62] Electromechanical Compression



شکل ۵- تصویر شماتیک سیستم‌های پلاسمای تخلیه مختلف مورداستفاده برای تصفیه آب (Zeghioud 2020).

تخلیه الکتریکی پلاسما در بالای سطح مایع (پلاسمای غیرحرارتی)

پلاسمای رانده‌شده در فاز گاز و تماس با بخارآب (با کمک الکترون‌های پلاسما و انرژی گونه‌های برانگیخته)، به‌اصطلاح تخلیه غیرمستقیم، تعداد زیادی از انواع اکسیژن فعال و همچنین رادیکال‌های نیترات، نیتریت و NO را ایجاد می‌کند. این تخلیه‌ها زمانی که آند فلزی در مایع قرار می‌گیرد و پلاسما در یک‌لایه بخار تولید می‌شود، شباهت‌هایی با الکترولیز تخلیه تابشی تماسی[۶۳] دارند. در این تخلیه‌ها، بخش قابل‌توجهی از توان تخلیه در مایع هدر می‌رود و باعث بالا رفتن میزان تبخیر مایع می‌شود. در چنین دستگاهی انرژی کمتری از پلاسمای تخلیه برای تولید گونه‌های فعال مصرف می‌شود (Wang et al 2018).

تخلیه پلاسما در سطح اتصال بین مایع و گاز

تخلیه در سطح اتصال مشترک پلاسما-مایع که به آن تخلیه در حباب / بخار روی سطح مایع نیز می‌گویند، باعث اثربخشی بالایی برای انتشار ترکیب‌های گازی در داخل مایع و مصرف انرژی کمتری برای تولید پلاسما نسبت به روش تخلیه مستقیم در مایع می شود. همچنین، در خط اتصال مشترک گاز-مایع، ترکیبات بسیار واکنش‌پذیر مانند H_2O^+، $H^•$، O_3، OH، یا $HO^•_2$ می‌توانند تولید شوند و این ترکیبات منجر به تخریب آلاینده‌ها می‌شوند. همچنین از طرف دیگر، تشکیل پراکسید هیدروژن توسط نوترکیبی رادیکال‌های هیدروکسیل اتفاق می‌افتد که می‌تواند در گاز، مایع یا در سطح اتصال مشترک گاز- مایع از طریق واکنش‌های زیر انجام شود (Vertongen et al 2024).

$$2\ HO^•(H_2O_2)$$

$$2\ HO^•_{(g)} + M(H_2O_{2(g)} + M$$

$$2\ HO^•_{(aq)}(H_2O_{2(aq)}$$

$$2\ HO^•_{(int)}(H_2O_{2(int)}$$

از سوی دیگر، در یک پلاسمای تخلیه جوی، جریان وسیعی از الکترون‌ها در سطح اتصال مشترک آب-هوا باهم برخورد می‌کنند و باعث ایجاد الکترون‌های محلول سطحی بسیار واکنش‌پذیر در غلظت بالا می‌شود که شامل مقدار قابل‌توجهی ROS از رادیکال‌های $OH^•$ نیز هست که در نزدیکی سطح اتصال مشترک تولید می‌شود.

[63] Contact Glow Discharge Electrolysis

تخلیه الکتریکی مستقیم در مایع (تخلیه الکتروهیدرولیک)

در این روش، پلاسمای تخلیه در یک محیط آبی با توان پالس نانوثانیه، ولتاژ DC[۶۴] (جریان مستقیم) و/ یا تحریک AC[۶۵] (جریان متناوب) با استفاده از تحریک ماکروویو به میزان ۶۰-۵۰ هرتز تا گیگاهرتز، تولید می‌شود. در این روش به انرژی بیشتری نسبت به تخلیه‌های الکتریکی بالای سطح آب نیاز است. علاوه براین، زمان ماندن پلاسما در آب بسیار کوتاه است؛ زیرا الکترون‌هایی باانرژی بالا با محیط آبی اطراف مبادله می‌کنند (مثلاً در مورد پلاسمای غیرحرارتی). درواقع، تخلیه الکتریکی مستقیم اعمال‌شده در آب باعث ایجاد کانال‌های پلاسمایی با دمای بالا، ایجاد حفره‌های الکتروهیدرولیک، اکسیداسیون آب و همچنین ایجاد رادیکال‌های کوتاه‌مدت با فوتولیز فرابنفش می‌شود. بااین‌وجود، تخلیه الکتریکی پلاسما در آب شامل یک سیستم ساده است و ترکیب‌های فعال شیمیایی را مستقیماً در آب تولید می‌کند که می‌تواند به‌طور مؤثر به آلاینده‌های محلول حمله کند (Vertongen et al 2024).

پارامترهای مؤثر بر کارایی تخلیه الکتریکی و راندمان تصفیه آب

توان ورودی

توان ورودی اعمال‌شده در تخلیه پلاسما نقشی اساسی در تخریب و/یا راندمان معدنی کردن آلاینده‌ها دارد تا جایی که افزایش توان ورودی منجر به افزایش سرعت حذف می‌شود. محققان، تجزیه فنل توسط پلاسمای تخلیه فشار بالا پالسی در یک محیط آبی را گزارش داده‌اند. این محققان دریافتند که افزایش ولتاژ تغذیه از ۷ به ۱۰ کیلوولت، راندمان حذف را از ۵۵ به ۸۶ درصد افزایش می دهد. این نتایج عمدتاً به افزایش مقدار ترکیب‌های بسیار فعال شیمیایی تولیدشده با افزایش ولتاژ ورودی نسبت داده می‌شود. افزایش غلظت الکترون می‌تواند رابطه بین توان ورودی و بازده تخریب در محیط واکنش، تولید بیشتر ازن، شدت بالای تابش فرابنفش و تولید تعداد زیادی از گونه‌های اکسیژن فعال مانند $O^{\bullet}$ و $O^{\bullet}H$ را توضیح دهد؛ به‌عبارت‌دیگر، با افزایش توان ورودی، الکترون‌ها مقدار بیشتری انرژی در جریان الکتریکی به دست می‌آورند و ازاین‌رو در نتیجه برخورد، یونیزاسیون بیشتر مولکول‌های اکسیژن و آب القا می‌شود (Gupta et al 2024).

هدایت آب

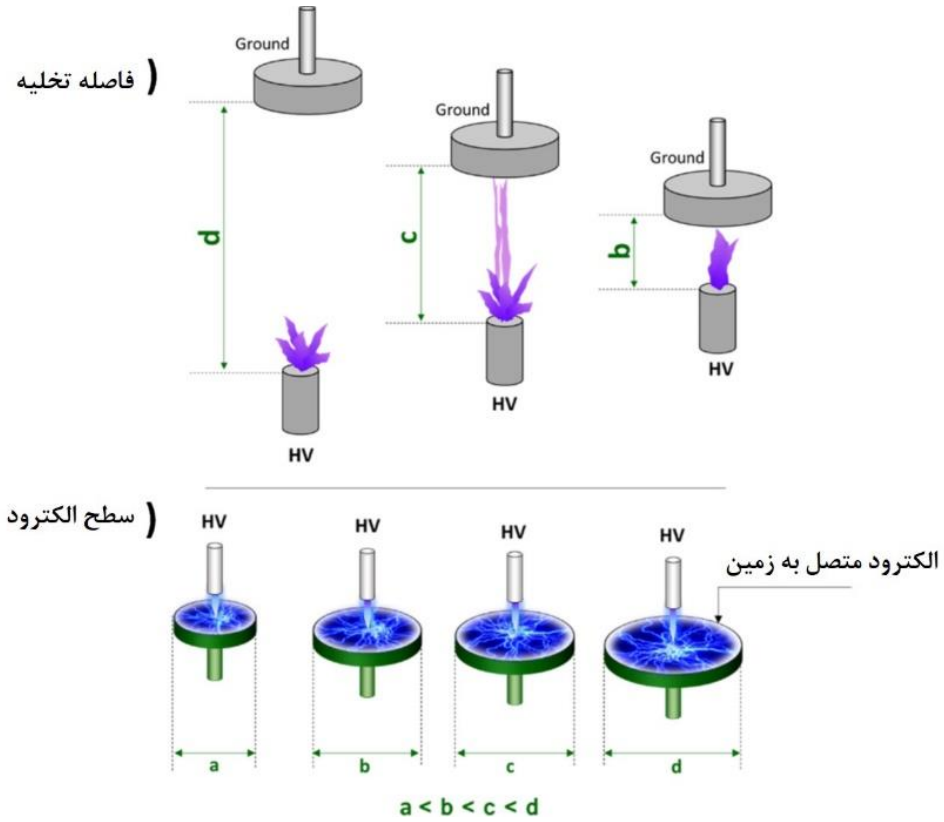
در رابطه با کارایی آلودگی‌زدایی، باید رسانایی محلول که باید در آن فرآیند تخلیه پلاسمایی انجام شود را در نظر گرفت. رسانایی الکتریکی بالای آب، به دلیل غلظت بالای یون‌ها، می‌تواند باعث تولید جریان بالا و تولید مقدار زیادی از گونه‌های فعال شیمیایی شود. برای مثال، محققان گزارش کردند که پلاسمای تخلیه ضعیف در آب دیونیزه مشاهده می‌شود. در مقابل، محققان دیگر دریافتند که افزایش رسانایی محیط منجر به کاهش راندمان حذف متیل اورانژ می‌شود. آن‌ها پیشنهاد کردند که جریان تخلیه بالا منجر به تشدید نور فرابنفش و تشکیل امواج صوتی شدید می‌شود که به گرم شدن محلول کمک می‌کند. سپس انرژی کمتری برای تولید H_2O_2 و O_3 و از بین بردن آلاینده‌های آلی، باقی می‌ماند (Gupta et al 2024).

طراحی رآکتور و فاصله تخلیه

فاصله بین الکترودها، یعنی فاصله تخلیه، نقش اساسی در راندمان تخریب ترکیبات مضر دارد زیرا تغییر فاصله الکترود، نقش مهمی درشدت جریان الکتریکی دارد. براین اساس، انواع مختلف تخلیه الکتریکی آزمایش‌شده است. برخی از آن‌ها در شکل ۶ نشان داده‌شده است. همان‌طور که توسط محققان گزارش‌شده است، افزایش فاصله الکترودها، زمان لازم برای دستیابی به راندمان حذف معین آلاینده‌ها را افزایش می‌دهد. از سوی دیگر محققان دیگر، در کار خود در مورد تجزیه ترکیبات آلی در آب گزارش کردند که فاصله

[64] Direct Current
[65] Alternating Current

کاتد-آند دارای مقدار بهینه در یک ورودی ولتاژ معین، برای دستیابی به حداکثر بازده تخریب رودامین B است. محققان دیگر متذکر شدند که منطقه پلاسمای تخلیه، با افزایش قطر یا سطح الکترود زمینی، در فاصله الکترودهای ثابت، افزایش می‌یابد. می‌توان نتیجه گرفت که طراحی الکترودها باید توزیع یکنواخت پلاسما و ناحیه تخلیه الکتریکی را به‌طور قابل‌توجهی تضمین کند (Zeghioud 2020).



شکل ۶- طراحی رآکتور بر روی مشخصات پلاسمای تخلیه: a) فاصلهٔ تخلیه و b) سطح الکترود (Zeghioud 2020).

ترکیب گاز تغذیه

در فناوری تصفیه پلاسمای تخلیه، کیفیت و کمیت گاز ورودی تأثیر قابل‌توجهی بر فرآیند تصفیه نشان داد. محققان تأثیر غلظت اکسیژن بر تجزیه آنتی‌بیوتیک‌ها را بررسی کردند و دریافت که اکسیژن در مقایسه با هوای خشک کارایی بهتری را نشان داد. محققان دیگر دریافتند که افزایش نرخ جریان گاز با افزایش تعداد ترکیب‌های فعال تولیدشده و ازن تولیدشده، راندمان حذف آلاینده‌ها را افزایش می‌دهد. بااین‌حال، فراتر از یک مقدار محدودی از نرخ جریان گاز، هیچ‌گونه افزایش راندمان تخریبی که قابل‌توجه باشد، مشاهده نمی‌شود (Vertongen et al 2024).

اثرات یون‌های واکنش‌پذیر بر راندمان حذف آلاینده‌ها

محققان تأثیر یون‌های مختلف بر راندمان حذف و کاهش بازده انرژی توسط پلاسمای تخلیه را بررسی کردند. جالب‌توجه است که افزودن Na_2SO_4 در سیستم تصفیه، یون‌های $SO^{\bullet-}_4$ را تولید می‌کند (E_0=۲/۶ V) که دارای اثر اکسیداسیون قوی قابل‌مقایسه با رادیکال‌های هیدروکسیل است (Chen et al 2020).

$$SO_4^{-2} + HO^{\bullet} \rightarrow OH^{\bullet} + SO_4$$

همچنین، رادیکال سولفات، ظرفیت جالب‌توجهی برای حمله به مولکول‌های رنگ در موقعیت‌های مختلف دارد که منجر به تکه‌تکه شدن سریع کروموفورها می‌شود. بااین‌وجود، افزایش یون‌های $SO^{\bullet-}_4$ در محیط تخلیه پلاسمایی منجر به افزایش راندمان تخریب تا مقدار معینی می‌شود. در مقابل، فراتر از این مقدار، به دلیل ترکیب مجدد رادیکال‌های فعال و ایجاد تعادل در مقدار بالای ترکیب‌های فعال تولیدشده، ناکارآمد می‌شوند.

$HO^{\bullet} + HO^{\bullet} \rightarrow H_2O_2$
$SO_4^{-2} + SO_4^{-2} \rightarrow S_2O_8^{2-}$

وجود آلاینده‌های معدنی غیرآلی مانند Fe^{+2} تأثیر مثبتی بر راندمان تخریب در پلاسمای فتوکاتالیز و تخلیه الکتریکی نشان داده است؛ زیرا می‌تواند با H_2O_2 واکنش دهد و سپس منجر به تولید ترکیب‌های واکنش‌پذیر قوی‌تر شود. برای مثال، همان‌طورکه در معادلات مشخص است، H_2O_2 با یون‌های Fe^{+2} واکنش می‌دهد و گونه‌های اکسیژن ثانویه ($HO^{\bullet}_2$) با قدرت اکسیداسیون بالا تولید می‌کند (Chen et al 2020).

$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^{\bullet} + HO^{\bullet}$

$Fe^{2+} + HO^{\bullet} \rightarrow Fe^{3+} + OH^{\bullet}$

$Fe^{3+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + HO^{\bullet}_2 + H^{+}$

وجود NaCl به‌عنوان منبع کلرید، به راندمان تخریب آسیب می‌رساند؛ زیرا یون کلرید با رادیکال‌های هیدروکسیل واکنش می‌دهد؛ همان‌طور که در معادلاتشان آمده است:

$NaCl \rightarrow Na^{+} + Cl^{\bullet}$
$Cl^{\bullet} + HO^{\bullet} \rightarrow HOCl^{\bullet}$
$Cl^{\bullet} + HO^{\bullet} \rightarrow Cl^{\bullet} + OH^{\bullet}$
$Cl^{\bullet} + Cl^{\bullet} \rightarrow Cl2$
$Cl^{-} + Cl^{\bullet} \rightarrow Cl_2 + e^{-}$

PH محیط واکنش

pH پارامتری است که نقش مهمی در کارایی روش مبتنی بر پلاسمای تخلیه ایفا می‌کند. چندین مطالعه رابطه متناسب بین pH و راندمان تخریب انواع مولکول‌های خطرناک تصفیه‌شده را نشان دادند. این واقعیت می‌تواند به‌وسیله سرعت تجزیه ازن به اکسیدان قوی‌تر رادیکال‌های هیدروکسیل توضیح داده شود که به دلیل وجود یون‌های -OH تحت pH قلیایی انجام‌شده است. همانطورکه در معادلات نشان داده‌شده است:

47) $OH^{\bullet} + O_3 \rightarrow O^{-}_2 + HO^{\bullet}_2$
48) $O^{-}_2 + O_3 \rightarrow O^{-}_3 + O_2$
49) $O^{-}_3 + H^{+} \rightarrow HO^{\bullet}_3$
50) $HO^{\bullet}_3 \rightarrow HO^{\bullet} + O_2$

در شرایط قلیایی، ازن به‌خوبی توصیف‌شده است که طبق واکنش‌های زیر به یون‌های سوپراکسید تجزیه می‌شود.

$H_2O + O_3 \rightarrow 2HO^{\bullet} + O_2$
$OH + O_3 \rightarrow O^{-}_2 + HO^{\bullet}_2$
$OH + O_3 \rightarrow O^{-}_2 + H^{+}$
$O_3 + HO^{\bullet}_2 \rightarrow HO^{\bullet} + 2O_2$

علاوه براین، بسیاری از تحقیق‌ها، نرخ تخریب بالایی را در شرایط اسیدی برای آلاینده‌های مختلف، مانند رنگ‌ها و فنل‌ها گزارش کرده‌اند. در شرایط اسیدی، ازن به‌صورت ازن مولکولی در دسترس است و با افزایش pH از اسیدی به قلیایی، پتانسیل اکسیدکننده

ازن از ۲/۰۸ ولت به ۱/۴ ولت کاهش می‌یابد. همچنین، مصرف احتمالی رادیکال‌های هیدروکسیل از طریق واکنش با یون‌های کربنات و واکنش با یون‌های سوپراکسید با افزایش pH وجود دارد (Chen et al 2020).

فوتوکاتالیست ها

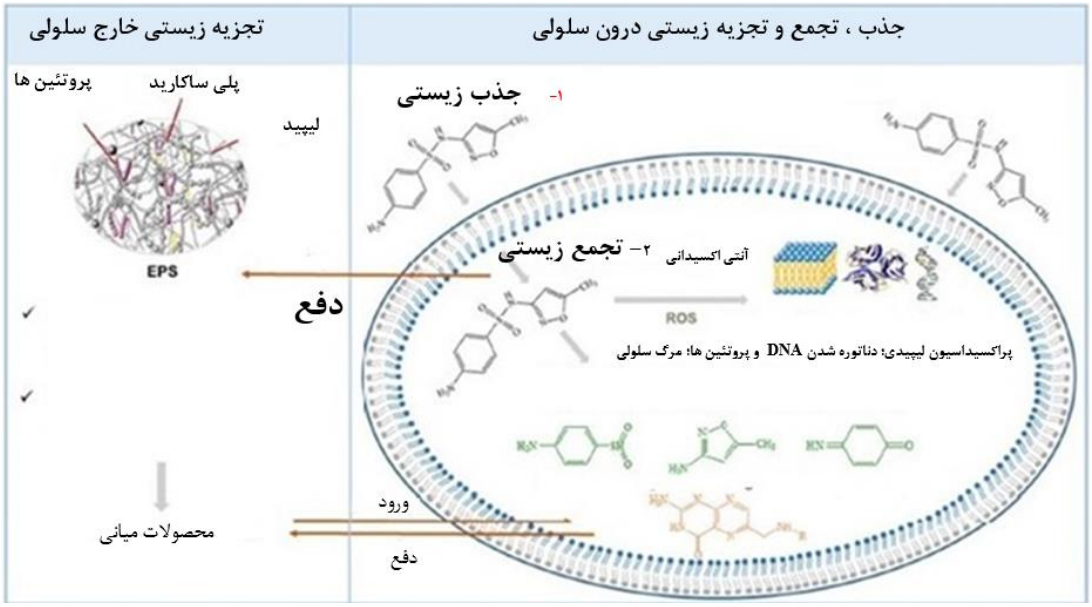
اخیراً، عملکرد فتوسنرژیک بیسموت وانادات $BiVO_4$ همراه با ریز جلبک *Dictyosphaerium* sp.، برای اولین بار تحت تابش نور مرئی مورد آزمایش قرار گرفت و بازده حذف آنتی‌بیوتیک ۸۳٪ از طریق سیستم میکرو جلبک $BiVO_4$ را که بالاتر از میکرو جلبک‌های معمولی بود، به دست آورد. به‌منظور شناسایی مکانیسم تخریب فوتوکاتالیستی، تجزیه‌وتحلیل متابولومیکی انجام شد که نتایج نشان داد که چرخه اسیدتری کربوکسیلیک فعال‌شده و مسیرهای گلیکومتابولیک باوجود $BiVO_4$ بهبودیافته است. به‌طورکلی، این امکان وجود دارد که افزودن مواد خاص بتواند ظرفیت حذف جلبک‌ها را برای آنتی‌بیوتیک‌ها افزایش دهد. بااین‌حال، بر اساس وضعیت تحقیق فعلی، جدا از اینکه واکنش‌های فوتوکاتالیستی ممکن است رشد جلبک‌ها را مهار کند، هزینه بالاتری نسبت به باقی روش‌ها ممکن است داشته باشد (Chen et al 2020).

مکانیسم‌های حذف پساب توسط جلبک‌ها

مکانیسم‌های حذف پساب توسط جلبک‌ها شامل جذب زیستی، تجمع زیستی و تجزیه زیستی است. هنگامی‌که جلبک‌ها در معرض آنتی‌بیوتیک‌ها قرار می‌گیرند، پاسخ استرس را آغاز می‌کنند، مکانیسم‌هایی که آنتی‌بیوتیک‌های سمی را تخریب می‌کند و به بقای جلبک‌ها کمک می‌کند. خواص فیزیکوشیمیایی خاص PPCP ها، عامل اصلی مؤثر بر مکانیسم جلبک‌ها است. ازنظر تئوری، جلبک‌ها حذف آلاینده‌های آلی را در درجه اول با جذب، به دلیل ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آلاینده‌های آلی انجام می‌دهند (نجفی و همکاران ۲۰۲۳) (شکل ۷).

جذب بیولوژیکی یک روش فیزیکی و شیمیایی است که در آن آنتی‌بیوتیک با استفاده از ماده جاذب مستقیماً از فاضلاب خارج می‌شود. جذب زیستی توسط سلول‌های جلبکی زمانی اتفاق می‌افتد که یا آنتی‌بیوتیک‌ها جذب اجزای دیواره سلولی شده باشند یا به مواد آلی متصل شده باشند. برای مثال مواد پلیمری خارج سلولی که توسط سلول‌های جلبک آزاد می‌شوند و وارد محیط آبی اطراف می‌شوند، ترکیبی از بیوپلیمرهای مختلف است که ممکن است تا ۹۰٪ از مواد آلی مانند پروتئین، پلی‌ساکاریدها، آنزیم‌ها و لیپیدها را شامل شود. مواد پلیمری خارج سلولی، نقش‌های ساختاری و عملکردی مختلفی مانند افزایش ظرفیت جذب سلولی، ویژگی های سطحی، حفظ آنزیم، پایداری انتقال جرم، پایداری ساختاری و عملکردهای گوارشی دارد. علاوه براین، زیست‌توده ریز جلبک‌های غیرزنده نیز به‌عنوان یک ماده جاذب زیستی امیدوارکننده برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها عمل می‌کند. به‌عنوان‌مثال، زیست‌توده باقی مانده از یکی از گونه‌های کلرا نشان داده‌شده است که توانایی بالایی برای جذب و حذف سفالکسین دارد (Feng et al 2022).

تجمع زیستی یک فرآیند متابولیکی فعال برای جذب آنتی‌بیوتیک است و با تکیه‌بر مکانیسم‌های مختلف شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی که شامل فرآیندهای درون و برون سلولی است، انجام می‌شود. در تجمع زیستی، انتشار غیرفعال، فرایندی است که کمک به حذف آنتی‌بیوتیک‌ها می‌کند. علاوه بر تجمع زیستی، فرایند دیگری به نام تجزیه زیستی نیز وجود دارد که منجر به تبدیل ترکیبات پیچیده به مولکول‌های کوچک‌تر و ساده‌تر از طریق تخریب متابولیک کاتالیزوری می‌شود. این کار اصولاً توسط جلبک‌ها انجام می شود که معمولاً از طریق دو مکانیسم اصلی است. یکی اینکه با تخریب متابولیک‌های آنتی‌بیوتیک‌ها، کربن آزاد می‌شود و می‌تواند به‌عنوان دهنده یا پذیرنده الکترون برای ریز جلبک‌ها عمل کند، دوم اینکه، آنتی‌بیوتیک‌ها توسط آنزیم‌های جلبک‌ها احیا می‌شوند و باعث تشکیل ترکیبات غیر سمی می‌شوند. نتایج اخیر نشان داده است که تجزیه زیستی کارآمدترین مکانیسم برای حذف آنتی بیوتیک‌ها توسط فناوری‌های جلبکی است (Fu et al 2020).



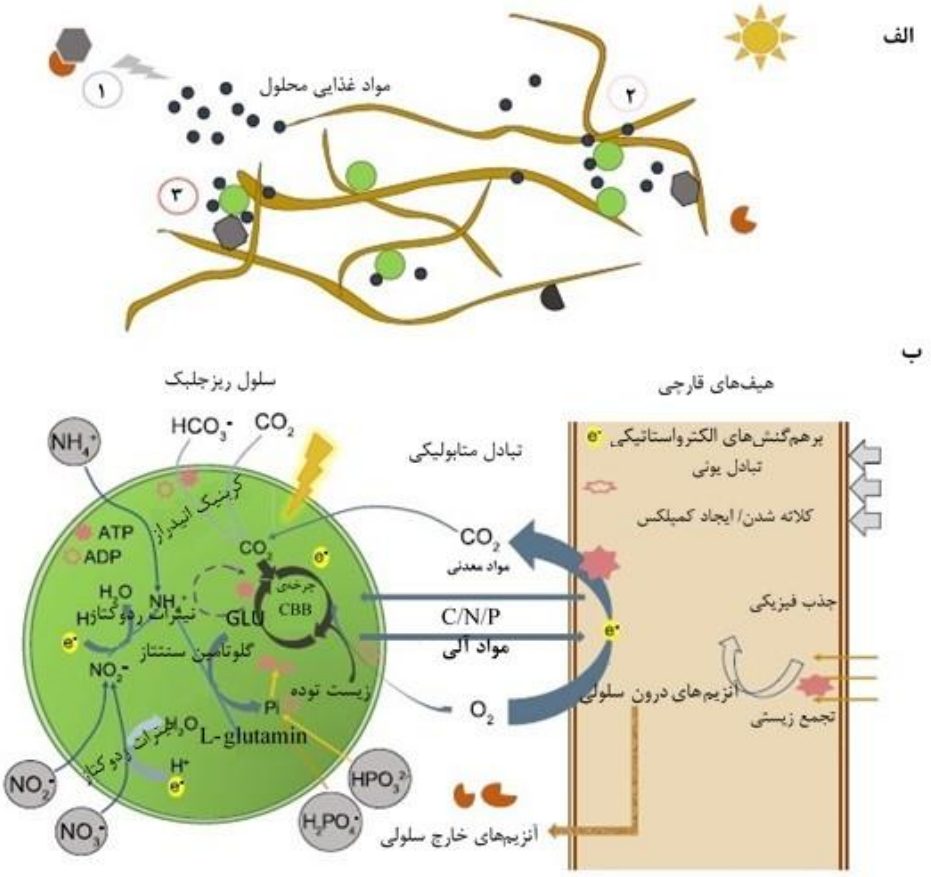
شکل ۷- مکانیسم‌های حذف آنتی‌بیوتیک‌ها توسط جلبک‌ها (Zhang et al 2021).

استفاده از کنسرسیوم جلبک-قارچ-باکتری برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها

ارتباط همزیستی جلبک‌ها با سایر موجودات مانند قارچ‌ها و باکتری‌ها و تشکیل کنسرسیوم در حذف مستقیم آنتی‌بیوتیک‌ها با استفاده از آنزیم‌های خارج سلولی یا متابولیسم‌های هتروتروف افزایش به‌سزایی می‌یابد؛ چراکه دراین‌ارتباط همزیستی تغییر شرایط PH از طریق فتوسنتز یا به دلیل تشکیل مقادیر زیاد اکسیژن افزایشی می‌یابد و درنتیجه منجر به افزایش اگزوپلی ساکاریدها تشکیل‌شده توسط باکتری‌ها و جلبک‌ها می‌شود که این‌ها خود مکان‌های مهم برای جذب بیولوژیکی آنتی‌بیوتیک‌ها هستند. درواقع امکان استفاده از کنسرسیوم‌های جلبک-باکتری برای تصفیه فاضلاب‌های حاوی آنتی‌بیوتیک ازنظر اثربخشی و هزینه‌های عملیاتی بسیار به‌صرفه‌تر هستند (Li et al 2021).

قارچ‌ها نوع مهم دیگری از میکروب‌ها هستند که می‌توانند حذف آنتی‌بیوتیک‌ها را تسهیل کنند. استفاده از قارچ‌ها برای تصفیه فاضلاب در مقایسه با باکتری‌ها در تصفیه بیولوژیکی فاضلاب، مزایای بیشتری دارد. تصفیه فاضلاب قارچی نه‌تنها مواد آلی را به پروتئین‌های قارچی باارزش و مواد بیوشیمیایی مفید (مانند آمیلاز، کیتین و اسیدهای لاکتیک) تبدیل می‌کند، بلکه زیست‌توده قارچی می‌تواند به‌عنوان منبع تغذیه حیوانات مورداستفاده قرار گیرد و حتی ممکن است در رژیم غذایی انسان مصرف شود. علاوه براین، قارچ‌ها مقاومت بالایی در برابر مواد بازدارنده و فراوانی آنزیم‌های خارج سلولی دارند که باعث بهبود زیستی ترکیبات مقاوم می شوند. تجزیه زیستی آلاینده‌ها توسط قارچ‌ها شامل یک سیستم آنزیمی خارج سلولی (مانند پراکسیداز منگنز، پراکسیداز همه‌کاره، لاکاز و لیگنین پراکسیداز) یا سیستم سیتوکروم P450 است. برخی از قارچ‌های رشته‌ای می‌توانند سلول‌های ریز جلبکی را دربرگیرند. مکانیسم حذف آلاینده‌ها توسط کنسرسیوم جلبک-قارچ در شکل ۸ نشان داده‌شده است که قادر به تصفیه فاضلاب آنتی‌بیوتیکی هستند (Silva et al 2019).

ایجاد کنسرسیوم‌های جلبک-قارچ (CWs[66])دارای مزایای بهتری از قبیل هزینه کمتر و انرژی کارامدتر هستند؛ درحالی‌که به دلیل قدرت جذب بیشتر و خاصیت تجزیه زیستی دارای راندمان بالایی برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها هستند. درواقع بیش از ۸۴ درصد از اکسی تتراسایکلین و دیفلوکساسین را می‌توان با جریان عمودی CW حذف کرد. جلبک‌های مرتبط با سیستم‌های CW به‌عنوان یک جایگزین برجسته برای تصفیه فاضلاب در نظر گرفته‌شده‌اند و تا حد مناسبی توسعه‌یافته‌اند. در آزمایشی، از سیستم‌های CWs و جلبک‌ها برای تجزیه فاضلاب استفاده کردند که نشان‌دهنده نیاز کمتر به اکسیژن و راندمان بالاتری برای حذف ۹۸٪ ترکیبات N-NH3 بود. محققان به رابطه بین PPCP ها در فاضلاب و CW ها، نیز اشاره کردند و یکپارچه‌سازی سیستم‌های CW و مخازن جلبک‌ها را روشی امیدوارکننده برای حذفPPCP ها از فاضلاب خانگی توصیف کردند (Rabello et al 2019).



شکل ۸- مکانیسم‌های حذف آلاینده‌ها با استفاده از کنسرسیوم جلبک-قارچ. (الف) جلبک‌ها و قارچ‌ها با همکاری همدیگر، آلودگی‌ها و پساب‌ها را از بین می‌برند: ۱- گرفتن یا جذب مواد جامد معلق. ۲- احیاء توسط آنزیم‌های خارج سلولی ترشح‌شده توسط قارچ. ۳-جذب مواد مغذی محلول توسط میکرو جلبک‌ها و قارچ‌ها. (ب) شرح با جزئیات از جذب مواد مغذی محلول از طریق ریز جلبک‌ها و قارچ‌ها. Glu نشان‌دهنده گلوکز است. چرخه CBBنشان‌دهنده چرخه کالوین-بنسون-باسام است (Leng et al 2021).

66 Constructed wetlands

عوامل مؤثر بر تخریب آنتی‌بیوتیک‌ها توسط جلبک‌ها

تجزیه آنتی‌بیوتیکی توسط جلبک‌ها تحت تأثیر عوامل زیادی مانندpH ، دما، سطح غنی‌سازیCO_2 ، شدت نور، HRT[۶۷] و غلظت آنتی‌بیوتیک انجام می‌شود. pH محلول یک عامل کلیدی است که بر تعاملات بین ماده جاذب و جذب‌کننده و همچنین یونیزاسیون آنتی‌بیوتیک‌ها نیز تأثیر می‌گذارد. علاوه براین، دسترسی و در دسترس بودن نور عامل مهمی است. اتکای ریز جلبک‌ها به انرژی نور، طول‌موج نور، شدت و مدت‌زمان (چرخه نور/تاریکی) عوامل مهمی هستند که باید برای اطمینان از تخریب مؤثر آنتی‌بیوتیک‌ها توسط جلبک‌ها در نظر گرفته شوند. علاوه براین، به‌منظور بهینه‌سازی پارامترهای عملیاتی فوتوبیوراکتورها برای حداکثر بازده حذف آنتی بیوتیک توسط جلبک‌ها، HRTیک عنصر حیاتی هستند که نیاز به کنترل دقیق دارند. به‌طورکلی، HRTمورداستفاده برای تصفیه فاضلاب در فتوبیوراکتورها در محدوده ۱۰-۲ روز متفاوت است. HRTکوتاه‌تر، بارگذاری مواد مغذی را بهبود می‌بخشد و می‌تواند رشد جلبک‌ها را افزایش دهد، درحالی‌که HRTطولانی‌تر می‌تواند مواد مغذی را افزایش دهد (Luo et al 2017).

اثرات گونه‌های جلبکی و ساختار آنتی‌بیوتیکی

حذف آنتی‌بیوتیک‌ها با استفاده از جلبک‌ها به‌عنوان روش‌های بیولوژیکی، وابسته به گونه جلبک‌ها و ساختار آنتی‌بیوتیک‌ها هستند. (به‌عنوان‌مثال، آب‌گریزی آنتی‌بیوتیک‌ها). همه گونه‌های جلبک‌ها به‌طورکلی قادر به انجام این کار نیستند. حذف انواع آنتی‌بیوتیک‌ها از فاضلاب و همچنین انتخاب گونه موردنظر، یک مرحله بسیار مهم است. جلبک‌هایی از جنس‌های*Scenedesmus* ، *Chlorella* و *Chlamydomonas* به دلیل پتانسیل بالا و در دسترس بودن، گونه‌های مناسب‌تری هستند و معمولاً برای پاک‌سازی زیستی آنتی بیوتیکی مورداستفاده قرار می‌گیرند. علاوه براین، سوبستراهای آب‌دوست، آنیونی هستند (با بار منفی) و به‌دلیل بار منفی سلول‌ها، جذب زیستی پایینی دارند و در مقایسه، ترکیبات کاتیونی چربی‌دوست، جذب زیستی بالایی با ریز جلبک‌ها دارند. به‌عنوان‌مثال، ۶۸٪ و ۱۰۰٪ از آنتی‌بیوتیک‌های هیدروفیل سولفامتوکسازول و تری متوپریم به ترتیب پس از ۱۴ روز کشت درکشت جلبکی باقی ماندند و سطح حذف پایینی از کشت را نشان دادند (Kiki et al 2020).

تشکیل بیوچار جلبکی[۶۸] جذبی با پتانسیل بالا

بیوچار به‌عنوان یک جاذب با پتانسیل بالا برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها از محلول‌های آبی شناخته‌شده است. اخیراً بیوچار جلبکی، برای ساخت و طراحی مواد نانوکامپوزیتی مختلف برای پاک‌سازی زیستی آنتی‌بیوتیک‌ها از فاضلاب استفاده‌شده است. برای مثال، بیوچار مشتق‌شده از باکتری *vibrio cholerae* دارای سطح ویژه بزرگ به‌اندازه ۱۲۶,۴ مترمربع است که به‌طور مؤثر تتراسایکلین را از محلول آبی جدا می‌کند. به‌طورکلی، فرآیندهای تولید بیوچار و پارامترهای تشکیل آن (به‌عنوان‌مثال، نرخ گرمایش، زمان ماندن، فشار و دمای نهایی) تأثیر عمده‌ای بر کیفیت، عملکرد و خواص (به‌عنوان‌مثال، کریستالی، متخلخل یا بی‌شکل) دارند (Chabi et al 2020).

ترکیب و نسبت مواد مغذی موجود در بیوچار مشتق‌شده از جلبک احتمالاً تحت تأثیر بسیاری از عناصر غیر زیست وزنده مانند گونه‌های جلبکی و محیط کشت قرار می‌گیرد. بیوچار جلبکی در مقایسه با بیوچار مشتق‌شده از زیست‌توده لیگنوسلولزی، دارای ترکیبات کربن کوچک‌تر و خاکستر، مواد معدنی و نیتروژن بیشتری است. جالب توجه است که جلبک‌ها سرشار از پروتئین هستند و می‌توانند مستقیماً بدون نیاز به هیچ‌گونه تغییر اضافی به بیوچار طبیعی با نیتروژن در محل تبدیل شوند. محتوای بالای نیتروژن می‌تواند تشکیل پیوندهای p-p را تسهیل و جذب آنتی‌بیوتیک‌ها را افزایش دهند و به‌این‌ترتیب کارایی حذف آنتی‌بیوتیک را بهبود بخشد. به‌طورکلی، بیوچار جلبکی به دلیل خاصیت تجدید پذیری مواد اولیه، محتوای بالای نیتروژن، پایداری حرارتی بالا و ساختار بسیار متخلخل، بسیار مناسب برای حذف آنتی‌بیوتیک است (Lin et al 2018).

[67] hydraulic retention time
[68] algal biochar

افزودن مواد برای بهبود ظرفیت حذف آنتی‌بیوتیک‌ها توسط جلبک‌ها:

آهن فراوان‌ترین فلز واسطه در محیط طبیعی آبی در نظر گرفته می‌شود. نمک‌های آهن (III) حل‌شده در مایع تحت هیدرولیز قرار می‌گیرند و گونه‌های الیگومری و مواد هیدروکسی متنوعی را تشکیل می‌دهند؛ بنابراین، خواص فتوشیمیایی نمک‌های آهن (III) می تواند برای تشکیل رادیکال‌های هیدروکسیل در محیط‌های آبی استفاده شود. رادیکال‌های هیدروکسیل یکی از مؤثرترین عوامل اکسیدکننده هستند. جلبک‌ها می‌توانند ترکیبات آلی محلول اسیدی مانند اسید فولویک و اسید هیومیک آزاد کنند و مواد حاوی ساختارهای کربوکسیل می‌توانند با یون آهن واکنش دهند تا سرعت فوتولیز آنتی‌بیوتیک‌ها را افزایش دهند. در مطالعه دیگری، محققان گزارش دادند که همکاری جلبک و آهن (III) می‌تواند برای تخریب نوری نورفلوکساسین مفید باشد (Seifi et al 2024).

مواد مغذی

افزودن مواد مغذی مناسب می‌تواند به‌طور مؤثر میزان حذف آنتی‌بیوتیک‌ها را بهبود بخشد. گزارش‌شده است که افزودن گلوکز و استات سدیم به‌طور قابل‌توجهی ظرفیت حذف آنتی‌بیوتیک توسط جلبک‌ها را افزایش می‌دهد. علاوه براین، HCO_3 و CO_2 گونه‌های کربن غیر آلی هستند که توسط ریز جلبک‌ها برای رشد اتوتروف استفاده می‌شوند. هنگامی‌که CO_2 به فرآیند اضافه می‌شود، بهبود قابل‌توجهی در راندمان حذف سفردین مشاهده می‌شود. علاوه براین، محققان نشان دادند که $NaHCO_3$ باعث افزایش فرایند خود تجزیه آنتی‌بیوتیک هدف نمی‌شود، در عوض راندمان حذف و ظرفیت حذف کل سلول‌های جلبکی را افزایش می‌دهد. به‌طور خاص، نتایج نشان داد که میزان حذف آنتی‌بیوتیک‌ها می‌تواند از ۱۰/۲۱ درصد به ۹۲/۸۹ درصد با افزودن $NaHCO_3$ بهبود یابد (Zhang et al 2021).

راه‌حل وابسته به جلبک هیبریدی با فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs):

برای کاهش مقاومت زیستی آلاینده‌ها در فاضلاب، ترکیبی از فناوری‌های شیمیایی-بیولوژیکی در حال ظهور است. روشی که امکان حذف آلاینده‌های بازدارنده یا آلاینده‌های شدیداً مقاوم را فراهم می‌کند. AOP ها فن‌های کارآمد و قدرتمندی برای تصفیه فاضلاب هستند، مانند ازن زنی، فراصوت، فوتوکاتالیز، اشعه ماوراءبنفش و درمان فنتون/فوتو فنتون. بااین‌حال، فناوری‌های AOP هزینه بالایی دارند و به انرژی زیادی نیاز دارند. به طور کلی، فن آوری های AOP شامل تولید رادیکال‌های هیدروکسیل است که به‌عنوان یک اکسیدان قوی با این رادیکال‌های اکسیداتیو بر روی مولکول‌های هدف عمل می‌کنند. اخیراً، از AOPها به‌طور فزاینده‌ای به‌عنوان یک فرآیند پیش‌تصفیه برای افزایش تجزیه‌پذیری جلبکی فاضلاب آنتی‌بیوتیکی استفاده شده است؛ به‌ویژه زمانی که واسطه‌ها توسط تصفیه بیولوژیکی حذف می‌شوند. به‌عنوان‌مثال، هنگامی‌که غلظت آنتی‌بیوتیک ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر بود، پس از ۱۲ ساعت درمان با *C. pyrenoidosa* همراه با فرآیند فنتون، ۹۷/۶۳٪ آموکسی سیلین و ۹۱/۰۸٪ سفردین حذف شدند. محققان دریافتند که جلبک‌ها می‌توانند تخریب نوری آلاینده‌ها را در شرایطی که در معرض نور UV قرار دارند، بهبود بخشند، با این تصور که ممکن است تخریب سریع به دلیل تشکیل رادیکال هیدروکسیل توسط جلبک‌ها رخ دهد (Zhang et al 2021).

استفاده از مهندسی ژنتیک برای افزایش تخریب آنتی‌بیوتیک‌ها توسط جلبک‌ها

مهندسی ژنتیک می‌تواند برای افزودن یک ویژگی دلخواه به ارگانیسم هدف استفاده شود. این رویکرد قبلاً برای تولید جلبک‌های مهندسی‌شده باهدف تولید جلبک‌هایی با عملکرد خاص و فعالیت‌های متابولیکی افزایش‌یافته استفاده می‌شد. برای مثال، کلون‌های جلبکی با ژن‌های آنزیمی کاربردی، مانند آنزیم‌های لاکاز، مهندسی‌شده‌اند و درنتیجه منجر به افزایش پایداری اکسیدوردوکتازها و پتانسیل تجزیه زیستی آلاینده‌ها شدند. لاکازها اکسیدوردوکتازهای خارج سلولی هستند که در گیاهان و باکتری‌ها به‌وفور یافت می شوند. ژن‌های حذف آلودگی از باکتری‌ها به جلبک‌های میکسوتروف منتقل‌شده‌اند. به‌عنوان‌مثال، ژن *linA* در *UT26* paucimobilisبه *Anabaena* sp. منتقل شد و درنتیجه منجر به افزایش راندمان حذف لیندان این سیانوباکتری، حتی در غیاب نیترات شد (Peng et al 2023).

حذف آنتی‌بیوتیک‌ها توسط جلبک‌ها با استفاده از سیستم‌های بیوالکتروشیمیایی

تولید برق از میکروب‌ها (بیوالکتریسیته) اخیراً به‌عنوان منبع انرژی پایدار و سوخت نسل چهارم توجه روزافزونی به خود جلب کرده است. سیستم‌های بیوالکتروشیمیایی (BES[۶۹]) در دو دهه گذشته پیشرفت چشمگیری داشته‌اند. به‌طورکلی، سلول‌های الکترولیز میکروبی (MEC[۷۰]) ها و سلول‌های سوختی میکروبی (MFC) از کاربردی‌ترین BESs ها هستند و هنگامی‌که با واکنش‌های ردوکس الکتروشیمیایی و متابولیسم‌های میکروبی همراه شوند، گزینه‌ای عالی برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها هستند. اخیراً سلول‌های سوختی میکروبی فتوسنتزی (PMFC[۷۱]) به‌عنوان BES های جدید معرفی‌شده‌اند که در آن ارگانیسم‌های فتوسنتزی به‌عنوان اهداکننده الکترون به‌عنوان آند عمل می‌کنند یا متابولیزه می‌شوند و رشد می‌کنند تا اهداکنندگان الکترون را در محفظه کاتد تشکیل دهند (نوروزی و هاشمی ، ۱۴۰۲).

مزایا و معایب استفاده از جلبک‌ها و پلاسمای تخلیه برای تصفیه آب

در سال‌های اخیر، توجه زیادی به تصفیه آب با استفاده از روش‌های پلاسما معطوف شده است؛ زیرا دارای مزایای زیادی است. از آن جمله می‌توان به موارد زیر اشاره کرد: نکته مهم این است که هیچ اکسیدکننده خارجی موردنیاز نیست و همچنین به تنظیم دما و pH پساب تصفیه‌شده نیز نیازی نیست؛ بنابراین می‌توان آن را مستقیماً تخلیه کرد و یا از آن در عمل آبیاری استفاده کرد. رآکتورهای مورداستفاده برای تولید پلاسما در فاز گاز را می‌توان برای تصفیه آب با تغییرات جزئی استفاده کرد؛ زیرا گونه‌های فعال مشابهی در فاز گاز و مایع تولید می‌شوند. معایب پلاسمای تخلیه، تولید احتمالی محصولات بسیار سمی جانبی حاصل از تخریب و کاهش کارایی افزایش غلظت آلاینده‌های آلی و نمک‌های معدنی است. علاوه بر آن در برخی از فناوری‌های پلاسما، قیمت و مصرف بالای گاز، محدودیت شدیدی را برای کاربرد در مقیاس بزرگ ایجاد می‌کند (Seifi et al 2024 ،Gupta and Prakash 2020).

پتانسیل جلبک‌ها برای تجزیه آنتی‌بیوتیک‌ها زیاد است. بااین‌حال، هرگونه جلبک می‌تواند انواع مختلفی از آلاینده‌ها را تخریب کند و بنابراین، توسعه و طراحی گونه‌های جلبکی جدید با ظرفیت بالای حذف، میل ترکیبی و انتخاب پذیری برای پاک‌سازی زیستی آنتی‌بیوتیک‌ها به تحقیقات جدیدتر و گسترده‌تر نیاز دارد. دستاوردهای مهندسی ژنتیک جدید نیز پتانسیل بالایی برای افزایش تخریب آنتی‌بیوتیک‌ها دارند. بااینکه بیوچار یک جاذب زیستی مناسب در حذف آلاینده‌های محیط‌های آبی در نظر گرفته‌شده است، اما توانایی تصفیه آنتی‌بیوتیکی آن تا به امروز به‌وضوح مشخص نشده است. علاوه بر آن بااینکه برخی مطالعات در رابطه با استفاده از جلبک‌ها برای پاک‌سازی‌های زیستی به نتایج موفقیت‌آمیزی در مقیاس صنعتی دست‌یافته‌اند ولی بااین‌وجود، اکثر تحقیقات فعلی ما در مقیاس آزمایشگاهی بوده است (Li et al 2022).

نتیجه‌گیری

این مقاله، مروری بر کاربرد فنّاوری‌های وابسته به جلبک‌ها و پلاسمای سرد تخلیه برای حذف پساب است. برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها، جذب زیستی، تجمع زیستی، تجزیه زیستی، تجزیه نوری، تبخیر و هیدرولیز، از مکانیسم‌های اصلی هستند. جذب بیولوژیکی توسط سلول‌های جلبک زمانی صورت می‌گیرد که آنتی‌بیوتیک‌ها یا به اجزای دیواره سلولی جذب شوند یا به مواد آلی که توسط سلول ترشح می‌شود، جذب شوند. ظرفیت تجمع زیستی موجودات زنده بر اساس مکانیسم‌های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی مختلف است که شامل فرآیندهای درون و برون سلولی است، درحالی‌که جذب غیرفعال تنها نقشی جزئی و تعریف‌نشده ایفا می‌کند. تجزیه زیستی شامل تبدیل مولکول‌های پیچیده به مولکول‌های ساده‌تر از طریق انجام واکنش کاهش است.

---

69 Bioelectrochemical systems

70 microbial electrolysis cells

71 photosynthetic microbial fuel cells

علاوه براین، قابلیت‌های تجزیه زیستی جلبک‌ها ممکن است به‌طور غیرمستقیم با ارتباط همزیستی با باکتری‌ها موردتوجه قرار گیرند. قارچ‌ها نوع مهم دیگری از میکروب‌ها هستند که می‌توانند حذف آنتی‌بیوتیک توسط جلبک‌ها را تسهیل کنند. علاوه براین، ترکیبی از جلبک‌های متعدد می‌تواند در حذف آنتی‌بیوتیک‌ها نقش داشته باشند. تخریب آنتی‌بیوتیک توسط جلبک‌ها تحت تأثیر عوامل زیادی مانند pH، دما، سطوح غنی‌سازی CO_2، شدت نور، HRT، گونه‌های جلبکی، غلظت سوبسترا و ساختار آنتی‌بیوتیک‌های هدف قرار می‌گیرد. همچنین بیوچار جلبکی برای ساخت و طراحی نانو کامپوزیت‌های مختلف برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها از فاضلاب استفاده می‌شود. علاوه براین، محتوای نیتروژن بیوچار می‌تواند تولید پیوندهای p-p را افزایش داده و جذب یون آنتی‌بیوتیک‌ها را تقویت کند و کارایی حذف آنتی‌بیوتیک‌ها را بهبود بخشد. افزودن مواد دیگر (برای مثال، آهن III، مواد مغذی مناسب و فوتوکاتالیست‌ها) همچنین می‌تواند فعالیت فتوسنتزی جلبک‌ها را افزایش دهند و اثر تخریب آنتی‌بیوتیک‌ها را بیشتر کنند. می‌توان از AOPsها به‌عنوان یک پیش‌تصفیه برای افزایش تجزیه‌پذیری جلبکی و همچنین حذف آنتی‌بیوتیکی استفاده کرد؛ به‌ویژه زمانی که واسطه‌های حاصل به‌راحتی توسط فرآیندهای تصفیه بیولوژیکی حذف شوند. علاوه براین، فنّاوری‌های جدیدتری برای افزایش حذف آنتی‌بیوتیک به کمک جلبک‌ها نیز در این مقاله بررسی شده‌اند؛ ازجمله مهندسی ژنتیک و PMFCs که از مؤثرترین فنّاوری‌های حذف آلاینده‌های تولیدشده توسط آنتی‌بیوتیک‌ها هستند.

در سال‌های گذشته، تقاضا برای استفاده از فناوری پلاسمای تخلیه الکتریکی برای تصفیه آب خام و فاضلاب صنعتی به‌طور قابل‌توجهی افزایش‌یافته است. محیط تخلیه به‌طور قابل‌توجهی بر تولید گونه‌های فعال و مکانیسم واکنش تخریب تأثیر می‌گذارد. در رآکتور پلاسما، بازده توسط عواملی کنترل می‌شود که این عوامل عبارت‌اند از: نوع پلاسمای تخلیه، وضعیت فیزیکی محلول آلوده و نحوه ورود آلودگی به سیستم، پیکربندی محیط داخلی و اندازه رآکتور.

فرآیند پلاسمای تخلیه را می‌توان با فرآیندهای مختلف تصفیه ترکیب کرد و بازده تولید به نوع فرایندهای ترکیب‌شده، وضعیت و ترتیب انجام گیری دو فرآیند در پیش یا پس از تصفیه و تعداد دفعات انجام فرآیندها بستگی دارد. همان‌طورکه برای تمام فن‌های تصفیه، پلاسمای تخلیه دارای مزایای زیادی برای تمیز کردن آب است، اما معایبی نیز دارد. فن‌آوری‌های پلاسما همراه با سایر فرآیندها به نظر می‌رسد روش‌های عملی، ارزان، مؤثر و آینده‌نگر برای حذف آلاینده‌های آبی در هر دو مقیاس آزمایشگاهی و آزمایشی باشد؛ اما با نگاه به آینده، چالش‌های متعددی برای تحقیق و توسعه بیشتر به‌منظور برآورده کردن تقاضای مصرف‌کننده باقی‌مانده است.

در آینده استفاده از تخلیه پلاسما برای تصفیه آب در درجه اول به کارایی و مصرف انرژی آن نسبت به سایر فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته و روش‌های تصفیه به‌طورکلی بستگی دارد، اما الزامات خاصی نیز باید در نظر گرفته شود. پایداری، سهولت استفاده، سرمایه و هزینه‌های عملیاتی، تأمین گاز همگی تصمیم می‌گیرند که دستگاه در چه زمانی می‌تواند در مقیاس وسیع اجرا شود. علاوه براین، تجزیه‌وتحلیل کامل محصولات جانبی اکسیداسیون تولیدشده و اکسیدان های با عمر طولانی در آب تصفیه‌شده، لازم است تا اطمینان حاصل شود که سمیت کل به‌طور مداوم و به‌اندازه کافی پس از تصفیه کاهش می‌یابد. با در نظر گرفتن مزایای فن‌های حذف پساب با استفاده از جلبک‌ها و پلاسمای تخلیه ازنظر اثرات زیست‌محیطی، پایداری و مزایای اقتصادی، روش‌های بیولوژیکی دیگری نیز برای تخریب پساب و زیست پالایی از محیط‌های آبی جایگزین شده‌اند. بااین‌حال، این فن‌آوری‌ها هنوز با چالش‌هایی مواجهند که نیازمند تحقیقات جامع بیشتری هستند.

منابع

نجفی، ی.، نوروزی، ب.، ساری، ا.ح. ۱۴۰۲. مقالهٔ ترویجی: مروری بر کارایی ترکیبی فناوری پلاسما و سیانوباکتری‌ها در حذف فلزاتی چون روی، کلسیم و منزیم. *فیزیک کاربردی ایران*.

نوروزی، ب.، هاشمی، ن. ۱۴۰۲. مروری بر اثرات ضد میکروبی نانوذرات و فناوری پلاسمای سرد اتمسفر. *مجله دانشکده پزشکی اصفهان*.

Chabi, N., Baghdadi, M., Sani, A.H., Golzary, A. and Hosseinzadeh, M. 2020. Removal of tetracycline with aluminum boride carbide and boehmite particles decorated biochar derived from algae. *Bioresource Technology*, *316*, p.123950.

Chen, S., Yuan, M., Feng, W., Liu, W., Zhang, W., Xu, H., Zheng, X., Shen, G., Guo, C. and Wang, L. 2020. Catalytic degradation mechanism of sulfamethazine via photosynergy of monoclinic BiVO4and microalgae under visible-light irradiation. *Water Research*, *185*, p.116220.

Dalvi-Isfahan, M. and Mahmoodi-Eshkaftaki, M. 2024. Potential applications of atmospheric-pressure dielectric barrier discharge cold plasma for fruit preservation: Advantages, effects on quality characteristics, and limitations. *Innovative Food Science & Emerging Technologies*, p.103675.

Du, C., Zhang, Z., Yu, G., Wu, H., Chen, H., Zhou, L., Zhang, Y., Su, Y., Tan, S., Yang, L. and Song, J. 2021. A review of metal organic framework (MOFs)-based materials for antibiotics removal via adsorption and photocatalysis. *Chemosphere*, *272*, p.129501.

Fan, J., Wu, H., Liu, R., Meng, L. and Sun, Y. 2021. Review on the treatment of organic wastewater by discharge plasma combined with oxidants and catalysts. *Environmental Science and Pollution Research*, *28*(3), pp.2522-2548.

Feng, H., Sun, C., Zhang, C., Chang, H., Zhong, N., Wu, W., Wu, H., Tan, X., Zhang, M. and Ho, S.H. 2022. Bioconversion of mature landfill leachate into biohydrogen and volatile fatty acids via microalgal photosynthesis together with dark fermentation. *Energy Conversion and Management*, *252*, p.115035.

Fu, X., Wang, H., Bai, Y., Xue, J., Gao, Y., Hu, S., Wu, T. and Sun, J. 2020. Systematic degradation mechanism and pathways analysis of the immobilized bacteria: Permeability and biodegradation, kinetic and molecular simulation. *Environmental Science and Ecotechnology*, *2*, p.100028.

Gupta, C. and Prakash, D. 2020. Novel bioremediation methods in waste management: Novel bioremediation methods. In *Waste management: concepts, methodologies, tools, and applications* (pp. 1627-1643). IGI Global.

Gupta, R.K., Guha, P. and Srivastav, P.P. 2024. Effect of cold plasma treatment and plasma-activated water on physicochemical and structural properties of starch: A green and novel approach for environmental sustainability. *Plasma Processes and Polymers*, *21*(4), p.2300204.

Jiang, B., Zheng, J., Qiu, S., Wu, M., Zhang, Q., Yan, Z. and Xue, Q. 2014. Review on electrical discharge plasma technology for wastewater remediation. *Chemical Engineering Journal*, *236*, pp.348-368.

Kiki, C., Rashid, A., Wang, Y., Li, Y., Zeng, Q., Yu, C.P. and Sun, Q. 2020. Dissipation of antibiotics by microalgae: kinetics, identification of transformation products and pathways. *Journal of hazardous materials*, *387*, p.121985.

Leng, L., Li, W., Chen, J., Leng, S., Chen, J., Wei, L., Peng, H., Li, J., Zhou, W. and Huang, H. 2021. Co-culture of fungi-microalgae consortium for wastewater treatment: A review. *Bioresource technology*, *330*, p.125008.

Liang, Y., Zheng, L., Yang, Y., Zheng, X., Xiao, D., Ai, B. and Sheng, Z. 2024. Dielectric barrier discharge cold plasma modifies the multiscale structure and functional properties of banana starch. *International Journal of Biological Macromolecules*, *264*, p.130462.

Li, S., Show, P.L., Ngo, H.H. and Ho, S.H. 2022. Algae-mediated antibiotic wastewater treatment: a critical review. *Environmental Science and Ecotechnology*, *9*, p.100145.

Li, S., Zhang, C., Li, F., Hua, T., Zhou, Q. and Ho, S.H. 2021. Technologies towards antibiotic resistance genes (ARGs) removal from aquatic environment: a critical review. *Journal of Hazardous Materials*, *411*, p.125148.

Lin, Y.C., Ho, S.H., Zhou, Y. and Ren, N.Q. 2018. Highly efficient adsorption of dyes by biochar derived from pigments-extracted macroalgae pyrolyzed at different temperature. *Bioresource technology*, *259*, pp.104-110.

Luo, Y., Le-Clech, P. and Henderson, R.K. 2017. Simultaneous microalgae cultivation and wastewater treatment in submerged membrane photobioreactors: a review. *Algal Research*, *24*, pp.425-437.

Nguyen, H.T., Yoon, Y., Ngo, H.H. and Jang, A. 2021. The application of microalgae in removing organic micropollutants in wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *51*(12), pp.1187-1220.

Peng, J., Cao, K.L., Lv, S.B., Hu, Y.X., Lin, J., Zhou, Q.Z. and Wang, J.H. 2023. Algal strains, treatment systems and removal mechanisms for treating antibiotic wastewater by microalgae. *Journal of Water Process Engineering*, *56*, p.104266.

Rabello, V.M., Teixeira, L.C.R.S., Gonçalves, A.P.V. and de Sá Salomão, A.L. 2019. The efficiency of constructed wetlands and algae tanks for the removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): a systematic review. *Water, Air, & Soil Pollution*, *230*(10), p.236.

Seifi, G., Nowruzi, B. and Bagheri, F. 2024. The effect of dielectric barrier discharge plasma treatment on Dulcicalothrix alborzica (Nostocales, cyanobacteria) under lead stress. *Bioremediation Journal*, pp.1-14.

Silva, A., Delerue-Matos, C., Figueiredo, S.A. and Freitas, O.M. 2019. The use of algae and fungi for removal of pharmaceuticals by bioremediation and biosorption processes: a review. *Water*, *11*(8), p.1555.

Song, K., Wang, H., Jiao, Z., Qu, G., Chen, W., Wang, G., Wang, T., Zhang, Z. and Ling, F. 2022. Inactivation efficacy and mechanism of pulsed corona discharge plasma on virus in water. *Journal of hazardous materials*, *422*, p.126906.

Stratton, G.R., Bellona, C.L., Dai, F., Holsen, T.M. and Thagard, S.M. 2015. Plasma-based water treatment: Conception and application of a new general principle for reactor design. *Chemical Engineering Journal*, *273*, pp.543-550.

Vertongen, R., De Felice, G., van den Bogaard, H., Gallucci, F., Bogaerts, A. and Li, S. 2024. Sorption-enhanced dry reforming of methane in a DBD plasma reactor for single-stage carbon capture and utilization. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, *12*(29), pp.10841-10853.

Wang, W., Sha, J., Lu, Z., Shao, S., Sun, P., Hu, Q. and Zhang, X. 2018. Implementation of UV-based advanced oxidation processes in algal medium recycling. *Science of The Total Environment*, *634*, pp.243-250.

Zeghioud, H., Nguyen-Tri, P., Khezami, L., Amrane, A. and Assadi, A.A. 2020. Review on discharge Plasma for water treatment: Mechanism, reactor geometries, active species and combined processes. *Journal of Water Process Engineering*, *38*, p.101664.

Zhang, C., Li, S. and Ho, S.H. 2021. Converting nitrogen and phosphorus wastewater into bioenergy using microalgae-bacteria consortia: a critical review. *Bioresource technology*, *342*, p.126056.