



A Critical and Systematic Review of Phthalate Distribution, Fate, Environmental Impacts, Removal, and Remediation (Emphasis on Iranian Research)

Article Info	ABSTRACT
Article type: Review Article	For the first time, this article provides a comprehensive systematic and analytical review of studies conducted in Iran on the monitoring of phthalic acid esters (PAEs) as emerging and recalcitrant pollutants and the world's most widely used polymer plasticizers, while also evaluating the most effective strategies for their environmental removal and degradation, with emphasis on biological approaches. Available evidence indicates the presence of phthalates in a wide range of consumer products in Iran, including soft drinks, pasteurized milk, bottled drinking water in PET containers, body detergents, food packaging, and personal care products. Their contamination assessment also showed widespread occurrence in different matrices, with total phthalate concentrations in surface soils of the Saravan, Bushehr, and southern Mashhad landfill sites ranging from 11.47–5804, 238–8688, and 3460–14680 ng/g, respectively. In surface waters of Chabahar Bay and Anzali International Wetland, DBP and DEHP concentrations were reported at 0.03–81.87 µg/L, while their levels in Anzali Wetland sediments reached 43120 ng/g. Comparison of removal methods showed that bacteria-based biological processes, compared with coagulation, adsorption, and advanced oxidation, are a more sustainable and efficient approach. In Iran, bioreactor application and isolation of indigenous strains such as <i>Gordonia alkanivorans</i> Sh6, <i>Rhodococcus pyridinivorans</i> Sh11, and <i>Paenarthrobacter ureafaciens</i> Shss showed considerable capability for DEHP and DBP degradation. These findings highlight the necessity of developing and applying indigenous biological strategies for effective management of phthalate pollution in Iran.
Article history:	
Received:	
Revised:	
Accepted:	
Published online:	
Keywords:	
Bioremediation	
Environmental Pollution	
Emerging Pollutant	
Di(2-ethylhexyl) Phthalate	
Plasticizers	
Cite this article:	
© The Author(s).	Publisher: The University of Tehran Press.
DOI:	



EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Phthalic acid esters (PAEs) represent a major class of anthropogenic organic contaminants that have attracted increasing global attention due to their extensive production, widespread application, and continuous release into the environment. As plasticizers, PAEs are incorporated into a broad range of polymer-based products, including food packaging materials, medical equipment, personal care products, agricultural plastics, and household commodities. Unlike chemically reactive additives, PAEs are not covalently bound to polymer matrices, allowing their gradual migration and release during product manufacturing, utilization, weathering, and disposal processes. This intrinsic property has resulted in their persistent presence across diverse environmental compartments, including aquatic systems, soils, sediments, atmospheric particles, and human-associated environments. The environmental concern associated with PAEs is further amplified by their biological activity and potential adverse effects. Several PAE congeners have been identified as endocrine-disrupting chemicals capable of interfering with hormonal regulation, reproductive processes, developmental pathways, and metabolic functions in humans and other organisms. Furthermore, continuous exposure through contaminated food, water, air, dust, and consumer products has raised concerns regarding their potential impacts on human health and ecological receptors. Accordingly, several PAEs have been classified as priority pollutants by international regulatory frameworks, emphasizing the urgent need for sustainable approaches to reduce their environmental burden. Although conventional physicochemical treatment technologies have demonstrated considerable efficiency in PAE removal, their widespread application is often restricted by high energy requirements, operational costs, incomplete degradation, and the possible generation of secondary toxic intermediates. In this context, microbial bioremediation has emerged as a sustainable alternative due to its capability to transform and mineralize PAEs under environmentally relevant conditions with limited secondary pollution. Advances in environmental microbiology and molecular biotechnology have progressively revealed the diversity of PAE-degrading microorganisms, functional genes, catabolic enzymes, and metabolic pathways, creating new opportunities for the development of targeted and efficient remediation strategies.

In Iran, increasing evidence has demonstrated the occurrence of PAEs in various environmental matrices, food products, consumer materials, and industrial-related systems. However, current knowledge remains fragmented, geographically limited, and predominantly focused on contamination assessment rather than an integrated understanding of contamination sources, environmental fate, associated risks, and biological remediation potential. Particularly, the capacity of indigenous microbial resources for PAE degradation has not been comprehensively evaluated within a national framework. Therefore, this study provides a critical systematic review of PAEs in Iran by synthesizing available evidence on their occurrence, distribution, sources, environmental behavior, ecological and human health implications, and management strategies, with particular emphasis on the potential application of indigenous bacterial strains for sustainable bioremediation. The outcomes of this review aim to identify existing knowledge gaps and establish future research priorities for effective management and remediation of PAE contamination in Iran.

Method

A comprehensive literature review was conducted on scientific publications and technical reports published between 1996 and 2026. Relevant studies were systematically collected from major scientific databases and publishers, including Google Scholar, ScienceDirect, Elsevier, Springer, Nature, Frontiers, MDPI, SID, CAS, and other recognized academic repositories. A total of 178 publications were critically reviewed, including 54 studies published during 2023–2026, 41 during 2020–2022, 59 during 2014–2019, 11 during 2010–2013, and 11 studies published between 1996 and 2009. The reviewed literature was evaluated based on scientific relevance, methodological robustness, and contribution to understanding the occurrence, environmental fate, ecological risks, treatment approaches, and microbial biodegradation potential of phthalate esters (PAEs).

This systematic assessment enabled the identification of major research trends, critical knowledge gaps, and future directions for sustainable PAE management and biological remediation strategies, with particular emphasis on Iranian environmental conditions.

Data Collection

Data were collected from peer-reviewed journal articles, conference proceedings, and technical reports retrieved from internationally recognized scientific databases and publishing platforms, including Google Scholar, ScienceDirect, Elsevier, Springer, Nature, Frontiers, MDPI, CAS, SID, and other relevant academic repositories. The literature selection focused on studies directly addressing phthalate occurrence, environmental distribution, fate and transport, ecological and human health implications, removal technologies, and microbial biodegradation mechanisms. The collected studies were critically screened based on their scientific relevance, methodological reliability, and contribution to advancing knowledge in the field. Recent publications, particularly those from 2023–2026, were emphasized to capture current scientific developments, while influential earlier studies were incorporated to establish fundamental concepts and historical perspectives. This structured data collection strategy enabled a comprehensive and robust synthesis of current knowledge, research gaps, and future directions regarding PAE contamination and sustainable remediation approaches.

Findings

This critical systematic review demonstrates that phthalic acid esters (PAEs) are widely distributed across diverse environmental and consumer-related matrices in Iran, underscoring their emergence as contaminants of increasing environmental concern. Evidence synthesized from national studies revealed the occurrence of multiple PAE congeners, with DEHP and DBP consistently identified as the predominant compounds in soils surrounding municipal landfills, aquatic ecosystems, sediments, indoor dust, food products, bottled drinking water, personal care products, and plastic-based consumer materials. Collectively, these findings indicate persistent environmental contamination and multiple, continuous exposure pathways for both ecosystems and human populations. The available evidence further identified landfill leachates, plastic waste, wastewater discharges, and polymer-containing consumer products as the principal sources driving the environmental dissemination of PAEs.

Comparative assessment of remediation technologies demonstrated that although physicochemical approaches can achieve substantial removal efficiencies, biological strategies offer a more sustainable long-term remediation pathway owing to their ability to accomplish extensive biodegradation with minimal secondary environmental impacts. The review further highlights the remarkable biodegradation potential of indigenous Iranian bacterial strains, particularly *Gordonia alkanivorans* Sh6, *Rhodococcus pyridinivorans* Sh11, and *Paenarthrobacter ureafaciens* Shss, which efficiently degrade priority phthalates through well-characterized catabolic pathways involving key intermediates such as phthalic acid and protocatechuic acid. Collectively, these findings expose critical knowledge gaps in nationwide monitoring, ecological risk assessment, and field-scale validation, while establishing a strong scientific foundation for integrating systematic environmental surveillance with indigenous bioremediation technologies as a sustainable, evidence-based strategy for mitigating PAE contamination in Iran.

Conclusion

In conclusion, this systematic review demonstrates that phthalic acid esters (PAEs) represent a persistent and multidimensional environmental challenge in Iran due to their extensive utilization, continuous release from consumer and industrial sources, and widespread occurrence across diverse environmental and biological matrices. Although existing studies have provided valuable insights into the presence and distribution of PAEs, current knowledge remains limited by fragmented monitoring efforts, insufficient nationwide risk assessments, and a lack of integrated evaluations connecting contamination sources, environmental fate, and ecological consequences. The evidence synthesized in this review highlights that sustainable management of PAE contamination requires a transition from conventional occurrence-based assessments toward comprehensive strategies combining environmental surveillance, source control, and effective remediation approaches.

Among available treatment options, microbial biodegradation and composting-based strategies represent promising environmentally compatible solutions, particularly when supported by indigenous microorganisms adapted to local conditions. The demonstrated degradation capacity of Iranian bacterial isolates emphasizes the potential of native microbial resources for developing site-specific bioremediation technologies. However, further research is required to elucidate degradation mechanisms, optimize operational conditions, evaluate long-term stability, and validate these approaches under field-scale conditions. Ultimately, integrating systematic monitoring programs with biological remediation technologies can provide a sustainable framework for mitigating PAE contamination and protecting environmental quality in Iran.

Author Contributions

Data Availability Statement

Data will be available based on request from the authors.

Acknowledgements

This work was financially supported by the Iran National Science Foundation (INSF) under Project No. 4030287.

Ethical considerations

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

Conflict of interest

The author declares no conflict of interest.

مروری انتقادی و نظام‌مند بر پراکنش، سرنوشت و اثرات زیست‌محیطی فتالات‌ها و رویکردهای حذف و پالایش آن‌ها (با تأکید بر مطالعات صورت گرفته در ایران)

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله:	این مقاله برای نخستین بار، به مروری نظام‌مند و تحلیلی جامع از پژوهش‌های صورت گرفته در ایران
تاریخ دریافت:	در خصوص پایش آلاینده‌های نوظهور و سخت‌تجزیه‌پذیر استرهای اسید فتالیک (PAEs)، به‌عنوان
تاریخ بازنگری:	پرمصرف‌ترین نرم‌کننده‌های پلیمری جهان می‌پردازد و هم‌زمان، کارآمدترین راهبردهای حذف و تجزیه
تاریخ پذیرش:	آن‌ها در محیط را با تأکید بر رویکردهای زیستی ارزیابی می‌کند. شواهد مطالعات موجود حاکی از حضور
تاریخ انتشار:	فتالات‌ها در طیف گسترده‌ای از اقلام مصرفی حاضر در ایران نظیر نوشابه‌ها، شیرهای پاستوریزه،
واژه‌های کلیدی:	آب‌های آشامیدنی بسته‌بندی شده در ظروف PET، شوینده‌های بدن، بسته‌بندی‌های مواد غذایی و
آلودگی محیط زیست:	محصولات مراقبت شخصی است. ارزیابی آلودگی این ترکیبات نیز حضور گسترده آن‌ها را در
آلاینده‌های نوظهور:	ماتریس‌های مختلف نشان داد به‌طوری‌که مجموع غلظت فتالات‌ها در خاک‌های سطحی محل‌های
دی‌اتیل‌هگزیل فتالات:	دفن پسماند سراوان، بوشهر و جنوب مشهد به ترتیب در محدوده‌های $11/47 \text{ ng/g}$ تا 5804 ng/g ،
زیست‌پالایی:	238 ng/g تا 8688 ng/g و 3460 ng/g تا 14680 ng/g شناسایی شد. در آب‌های سطحی خلیج
نرم‌کننده‌ها:	چابهار و تالاب بین‌المللی انزلی نیز غلظت DBP و DEHP در محدوده $0/03 \text{ } \mu\text{g/L}$ تا $81/87 \text{ } \mu\text{g/L}$ گزارش شد.
	مقایسه روش‌های حذف این ترکیبات نمایان ساخت که فرایندهای زیستی مبتنی بر باکتری‌ها، در
	مقایسه با انعقاد جذب و اکسیداسیون پیشرفته رویکردی پایدار و کارآمدتر محسوب می‌شوند. در ایران،
	کاربرد راکتورهای زیستی و جداسازی بویه‌های بومی نظیر <i>Gordonia alkanivorans</i> Sh6،
	<i>Paenarthrobacter ureafaciens</i> Shss و <i>Rhodococcus pyridinivorans</i> Sh11 توانمندی
	قابل‌توجهی در تجزیه DEHP و DBP نشان داده‌اند. این یافته‌ها، ضرورت توسعه و به‌کارگیری
	راهبردهای زیستی بومی جهت مدیریت مؤثر آلودگی‌های فتالات‌ها در ایران را برجسته می‌سازد.
استناد:	© نویسندگان.
ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.	
DOI:	



مقدمه

فتالات‌ها یا استرهای اسید فتالیک گروهی از ترکیبات آلی مشتق از دی‌اسید ۱،۲-بنزن دی‌کربوکسیلیک هستند که به‌عنوان پرمصرف‌ترین نرم‌کننده‌های پلیمری، موسوم به پلاستی‌سایزرها در مقیاس جهانی به‌شمار می‌روند (Shah et al., 2024). این ترکیبات با الحاق به ماتریس‌های پلیمری، موجب افزایش انعطاف‌پذیری، دوام، فرآیندپذیری و شفافیت مواد پلاستیکی می‌شوند (Shariati et al., 2021a; Xu et al., 2025). از منظر ساختاری، فتالات‌ها دارای یک هسته آروماتیک بنزنی با دو گروه استری در موقعیت اورتو هستند که تنوع در نوع و طول زنجیره‌های آلکیل متصل به این گروه‌ها، دامنه وسیعی از این ترکیبات را ایجاد می‌کند. از مهم‌ترین اعضای این خانواده می‌توان به دی‌متیل فتالات (DMP)، دی‌اتیل فتالات (DEP)، دی‌بوتیل فتالات (DBP)، دی‌اتیل‌هگزیل فتالات (DEHP)، بنزیل‌بوتیل فتالات (BBP) و دی-n-کتیل فتالات (DnOP) اشاره کرد (Zhang et al., 2024a). فتالات‌ها از نظر حجم تولید و گستره مصرف، سهم غالبی در بازار جهانی پلاستی‌سایزرها دارند؛ به‌طوری‌که میزان تولید سالانه آن‌ها در حدود ۶ تا ۸ میلیون تن برآورد شده و بیش از ۷۰ درصد از بازار جهانی این مواد را به خود اختصاص می‌دهند (Maddela et al., 2023). ارزش اقتصادی بازار این ترکیبات در سال ۲۰۲۲ در حدود ۱۷

¹ Phthalic Acid Esters, PAEs

² Plasticizers

میلیارد دلار گزارش شد و پیش‌بینی می‌شود این رقم، تا سال ۲۰۲۷ با نرخ رشد سالانه مرکب ۵/۷ درصد، به ۲۲/۵ میلیارد دلار افزایش یابد (Qadeer et al., 2024). کاربرد گسترده این ترکیبات در صنایع مختلف، از جمله بسته‌بندی مواد غذایی، تجهیزات پزشکی، اسباب‌بازی‌های کودکان، فیلم‌های کشاورزی، محصولات مراقبت شخصی، عطرها، رنگ‌ها، چسب‌ها، روان‌کننده‌ها و فرمولاسیون برخی آفت‌کش‌ها، بیان‌گر اهمیت تجاری و صنعتی بالای آن‌هاست (Dhar et al., 2024; Zhang et al., 2024b). این ترکیبات در برخی محصولات نظیر فیلم‌های پلی‌وینیل کلراید (PVC)، می‌توانند ۶۰ تا ۸۰ درصد از وزن کل محصول را به خود اختصاص دهند (Gao & Wen, 2016). وجه تمایز کلیدی فتالات‌ها از بسیاری از افزودنی‌های پلیمری، در ماهیت غیر کووالانسی اتصال آن‌ها به ماتریس پلیمر نهفته است؛ این ترکیبات برخلاف اتصالات شیمیایی پایدار، از طریق برهم‌کنش‌های فیزیکی در میان زنجیره‌های پلیمری جای می‌گیرند؛ از این رو طی مراحل تولید، مصرف و دفع محصولات پلاستیکی، قابلیت تحرک و مهاجرت بالایی به محیط پیرامونی دارند (Kanauiya et al., 2022). این تحرکات عمدتاً از طریق تبخیر، آب‌شویی، فرسایش مکانیکی و تجزیه فوتوشیمیایی صورت می‌گیرد (Shariati et al., 2025; Yang et al., 2020a). ورود فتالات‌ها به محیط و منابع آبی عمدتاً از طریق پساب صنایع مختلف از جمله صنعت پلاستیک، رنگ‌سازی، تولید مواد شوینده، داروسازی و همچنین رواناب‌های کشاورزی و شیرابه‌های ناشی از محل‌های دفن زباله صورت می‌گیرد (Nasrabadi et al., 2026; Tian et al., 2018)؛ از این رو حضور این ترکیبات در طیف گسترده‌ای از این منابع، نظیر آب‌های سطحی، آب‌های زیرزمینی و حتی آب‌های آشامیدنی شناسایی گردیده است (Yuan et al., 2026). در این میان، آنچه که به نگرانی‌ها می‌افزاید، ناکارآمدی سیستم‌های متداول تصفیه فاضلاب در حذف و پاکسازی کامل این ترکیبات است، به نحوی که ردپای حضور فتالات‌ها به کرات در پساب خروجی تصفیه‌خانه‌ها گزارش شده است (Net et al., 2015). خاک نیز از مخازن اصلی فتالات‌ها در اکوسیستم شناخته می‌شود؛ فرآیندهای اصلی آلودگی خاک‌ها به این ترکیبات شامل استفاده گسترده از فیلم‌های پلاستیکی کشاورزی، آفت‌کش‌ها، محل‌های دفن زباله، ورود منابع آبی آلوده و انتشارات صنعتی است به گونه‌ای که تنها در بازه زمانی ۱۹۵۸ تا ۲۰۱۹، حدود ۳/۹ میلیون تن از این ترکیبات در اراضی کشاورزی کشور چین انباشته شده است (Bi et al., 2021). علاوه بر آب و خاک، فتالات‌ها در اتمسفر نیز شناسایی شده‌اند. فتالات‌های کم‌وزن مولکولی نظیر DBP، DEP، DMP، به دلیل فشار بخار بیشتر، عمدتاً در فاز گازی حضور می‌یابند (Sokołowski et al., 2024)؛ در این راستا، توانایی اتصال آن‌ها به ذرات معلق هوا (PM_{۱۰} و PM_{۲.۵})، مسیر استنشاقی را به یکی از مهم‌ترین مسیرهای مواجهه با انسان‌ها تبدیل کرده است که می‌تواند با آثار نامطلوبی بر سلامتی همراه باشد (Hahladakis et al., 2018). این ترکیبات به‌عنوان مواد شیمیایی مختل‌کننده سیستم غدد درون‌ریز آغیز شناخته می‌شوند و می‌توانند از طریق رقابت یا تداخل با عملکرد هورمون‌های طبیعی، پیامدهای نامطلوب گسترده‌ای بر سلامت انسان‌ها ایجاد کنند (Dutta et al., 2020). با استناد به اثرات و میزان فراگیر حضور این ترکیبات، آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA)، اتحادیه اروپا و وزارت محیط زیست چین، شماری از فتالات‌های پرکاربرد از جمله DBP، DEP، DMP، DEHP، BBP و DnOP را در فهرست آلاینده‌های اولویت‌دار محیطی طبقه‌بندی کردند.

با توجه به پایداری نسبی فتالات‌ها در محیط‌های طبیعی، روش‌های مختلفی برای حذف و پاکسازی آن‌ها توسعه یافته است. رویکردهای فیزیکی و شیمیایی مانند جذب سطحی، فیلتراسیون غشایی و فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته، اگرچه با کارایی قابل توجهی همراه‌اند، اما اغلب با محدودیت‌هایی نظیر هزینه بالا، تشکیل محصولات جانبی سمی و کاهش راندمان در غلظت‌های پایین مواجه‌اند (Ma et al., 2021). در مقابل، رویکردهای زیستی مبتنی بر به‌کارگیری ظرفیت متابولیکی میکروارگانیسم‌ها به سبب امکان معدنی‌سازی آلاینده‌ها، هزینه کمتر، سازگاری بیشتر و منطبق بر اصول پایداری محیط‌زیست، به‌عنوان گزینه‌ای امیدبخش برای مدیریت آلودگی این ترکیبات مطرح شده‌اند (Naveen et al., 2022).

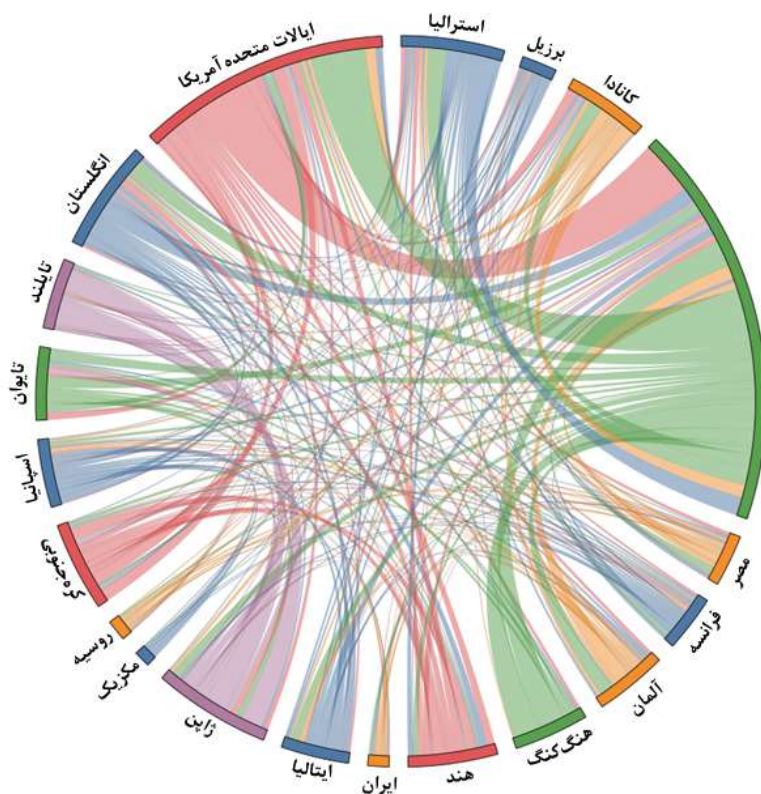
در سال‌های اخیر، پژوهش‌های موردی در ایران به شناسایی، پایش و ارزیابی این ترکیبات در محیط‌های مختلف و پرداخته‌اند؛ با این حال، یافته‌های موجود همچنان پراکنده، ناهمگون و عمدتاً محدود به مطالعات موردی و منطقه‌ای باقی مانده‌اند و به بررسی روش‌های حذف و پالایش این ترکیبات، کمتر پرداخته شده است. بر این اساس، در مطالعه حاضر با تمرکز بر مطالعات صورت گرفته در ایران، ضمن ارزیابی حضور و پراکنش آن‌ها در مواد غذایی و محصولات پرکاربرد، بررسی مسیرهای ورود و سرنوشت این آلاینده‌ها در محیط و زنجیره‌های زیستی، اثرات بالقوه بر موجودات زنده و سلامت انسان‌ها، به کارایی فناوری‌ها و راهبردهای حذف، کاهش و مدیریت این ترکیبات، با رویکردی تحلیلی و کاربردی پرداخته شد؛ به علاوه، کاربرد روش‌های زیستی به عنوان روشی دوست‌دار محیط زیست و با کارایی بالا در حذف این ترکیبات به همراه میکروارگانیسم‌های موثر بین المللی، بومی و ملی ایران، آزمون‌های موثر، مسیرهای تجزیه و پژوهش‌های صورت گرفته در کشور مورد بررسی قرار گرفت تا دیدگاهی جامع برای توسعه راهکارهای پایش، کنترل و مدیریت پایدار این آلاینده‌ها در کشور ارائه گردد.

روش انجام پژوهش

به منظور ارائه تصویری جامع از وضعیت یافته‌ها، روندهای پژوهشی و ساختار علمی مطالعات مرتبط با فتالات‌ها، در این پژوهش از رویکرد تحلیل کتاب‌سنجی مبتنی بر داده‌های نمایه‌شده در پایگاه استنادی Scopus استفاده شد. در این راستا، داده‌های استخراج‌شده با بهره‌گیری از نرم‌افزار VOSviewer، مورد پردازش و مصورسازی قرار گرفتند. توزیع موضوعی انتشارات علمی مرتبط با فتالات‌ها در پایگاه Scopus تحلیل شد و نتایج آن نشان داد سه حوزه اصلی پژوهش‌ها و مطالعات، شامل مطالعات محیط زیست، پژوهش‌های شیمی و علوم پزشکی می‌باشند (شکل تکمیلی ۱). در ادامه نیز تحلیل هم‌وقوعی واژگان با استفاده از نرم‌افزار VOSviewer صورت گرفت که منجر به شناسایی خوشه‌های اصلی موضوعی بر پایه ارتباط واژگان پرتکرار گردید (شکل تکمیلی ۲)؛ تحلیل همکاری‌های پژوهشی و ترسیم الگوی پراکنش جغرافیایی تولیدات علمی در حوزه تجزیه زیستی فتالات‌ها، امکان شناسایی کشورهای پیشرو، شبکه‌های بین‌المللی و سهم نسبی هر کشور در پیشبرد این دانش را فراهم آورد (شکل ۱). مطالعه حاضر نیز با رویکردی نظام‌مند و بر اساس اصول گزارش‌دهی PRISMA انجام پذیرفت (Moher et al., 2015). جست‌وجوی منابع مرتبط با استرهای اسید فتالیک (PAEs) در پایگاه‌های Scopus، Google Scholar و مگیران انجام گرفت. راهبردهای جست‌وجو و رشته‌های مورد استفاده در جدول تکمیلی ۱ ارائه شده است. مطالعات بر اساس معیارهای ورود و خروج از پیش تعیین‌شده، در مراحل بررسی عنوان و چکیده و سپس ارزیابی متن کامل غربالگری شدند. مطالعات نامرتب، تکراری و فاقد اطلاعات کافی برای اهداف پژوهش حذف شدند. کیفیت مطالعات نهایی نیز بر اساس معیارهای تعیین‌شده ارزیابی شد و وارد نرم‌افزار End Note گردید. در راستای این یافته‌ها، اگرچه ایران با ۲۲ انتشار نمایه‌شده در میان کشورهای فعال در این حوزه قرار گرفت، بررسی محتوایی این مطالعات نشان داد که همه این مقالات به‌طور مستقیم بر تجزیه زیستی فتالات‌ها متمرکز نبوده‌اند؛ بخش قابل توجهی از این تولیدات شامل مقالات مروری، فصول کتاب، پایش و مطالعات مرتبط با سایر آلاینده‌های آلی نظیر هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) بوده است. در مقابل، تعداد ۱۵ مطالعه مذکور به‌صورت تخصصی به فرآیندها، سازوکارها و عوامل مؤثر بر تجزیه زیستی فتالات‌ها پرداخته‌اند که نشان‌دهنده عدم شکل‌گیری هسته‌های پژوهشی متنوع این زمینه در ایران است.

با توجه به اهمیت شرایط اقلیمی، زیست‌محیطی و مدیریتی هر منطقه در سرنوشت و رفتار این آلاینده‌ها، تلاش شده است در کنار مطالعات شاخص بین‌المللی، از پژوهش‌های انجام‌شده در ایران نیز به‌طور ویژه بهره گرفته شود. از این رو، مقاله حاضر با تلفیق یافته‌های بین‌المللی و داخلی و با تکیه بر منابع معتبر و به‌روز، می‌کوشد تصویری یکپارچه از وضعیت کنونی دانش در زمینه فتالات‌ها ارائه داده و مسیرهای پژوهشی آینده را برای توسعه راهکارهای مؤثر در پایش، کنترل و تجزیه

زیستی این آلاینده‌های نوظهور تبیین کند. در مجموع ۱۷۸ منبع علمی در تدوین این مقاله مروری به کار رفته است. از این میان، ۵۴ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۲۳ تا ۲۰۲۶، ۴۱ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۲۰ تا ۲۰۲۲، ۵۹ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹، ۱۱ منبع مربوط به سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۳ و ۱۱ 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 نشان‌دهنده به‌روز بودن و اتکای این مقاله به جدیدترین یافته‌های علمی است.



شکل ۱. شبکه‌های همکاری و پراکنش جغرافیایی پژوهش‌ها و مطالعات مرتبط با تجزیه زیستی استرهای اسید فتالیک (PAEs)

یافته‌ها

فتالات‌ها، پلاستی‌سایزهای فراگیر در صنایع

فتالات‌ها یا استرهای اسید فتالیک (PAEs) خانواده‌ای از ترکیبات آلی سنتزی هستند که از اسید ۱،۲-بنزن دی‌کربوکسیلیک مشتق می‌شوند. این ترکیبات از نظر ساختاری دارای یک حلقه بنزنی و دو گروه استری در موقعیت اورتو هستند. آنچه فتالات‌های مختلف را از یکدیگر متمایز می‌کند، نوع و طول زنجیره‌های آلکیلی متصل به این گروه‌های استری است؛ عاملی که به‌طور مستقیم بر خواص فیزیکوشیمیایی، کاربرد صنعتی، رفتار زیست‌محیطی و پتانسیل سمیت آن‌ها اثر می‌گذارد (Sokołowski et al., 2024; Zaman et al., 2025). اهمیت صنعتی این ترکیبات عمدتاً با گسترش صنعت پلیمر، به‌ویژه تولید پلی‌وینیل کلراید (PVC)، شکل گرفت. این ترکیبات به‌دلیل توانایی چشمگیر در افزایش انعطاف‌پذیری، قیمت مناسب و سازگاری مطلوب با پلیمرها، تنها طی چندین دهه به پرمصرف‌ترین نرم‌کننده‌های پلاستیکی جهان تبدیل شدند (Bi et al., 2021; Yu et al., 2025). امروزه فتالات‌ها در طیف وسیعی از محصولات روزمره نظیر مصالح ساختمانی، سیم‌ها، بسته‌بندی‌های انواع مواد نظیر مواد غذایی، تجهیزات پزشکی، چسب‌ها، عطرها و محصولات مراقبت شخصی حضور دارند (Aldegunde-Louzao et al., 2024; Shariati et al., 2023). فتالات‌ها از نظر وزن مولکولی اغلب به دو گروه اصلی

فتالات‌های با وزن مولکولی پایین و وزن مولکولی بالا تقسیم‌بندی می‌شوند (Darvishi et al., 2023). **فتالات‌های با وزن مولکولی پایین** بیشتر در محصولات به کار می‌روند که ویژگی‌هایی نظیر **تمایل به تبخیر**، حلالیت مناسب و یا پخش‌پذیری مطلوب و مورد نیاز هستند، از جمله لوازم آرایشی و بهداشتی، عطرها، لاک‌ها، حلال‌ها، چسب‌ها و برخی فرآورده‌های دارویی (Benjamin et al., 2015; da Costa et al., 2023). در مقابل، **فتالات‌های با وزن مولکولی بالاتر** عمدتاً در تولید PVC استفاده و نقش کلیدی آن‌ها معطوف بر افزایش نرمی، دوام و قابلیت شکل‌پذیری محصولاتی مانند کف‌پوش‌ها، پوشش‌های دیواری، فیلم‌های پلاستیکی، سیم‌ها و کابل‌ها، بسته‌بندی و تجهیزات پزشکی است (Den Braver-Sewradj et al., 2020; Dos Muchangos et al., 2019). خواص فیزیکوشیمیایی فتالات‌ها از جمله حلالیت در آب، فشار بخار و **ثابت هنری**^۵ نقش تعیین‌کننده‌ای در رفتار زیست‌محیطی و مسیرهای انتقال و پتانسیل تجمع زیستی آن‌ها دارند؛ به گونه‌ای که با افزایش طول زنجیره آلکیلی، خواص مرتبط با آب‌گریزی افزایش یافته و تمایل آن‌ها به اتصال و جذب در رسوبات و بافت‌های چربی موجودات زنده بیشتر می‌شود (جدول تکمیلی ۲). این ویژگی‌ها در کنار حجم بالای تولید جهانی، زمینه‌ساز نشت مداوم فتالات‌ها به محیط‌های آبی، خاکی و اتمسفری شده و آن‌ها را به یکی از فراگیرترین آلاینده‌های آلی در اکوسیستم‌های جهانی تبدیل کرده است (Elaiyaraja et al., 2022). **برآوردهای صنعتی، تولید سالانه جهانی نرم‌کننده‌های فتالاتی را در حدود ۸ تا ۶ میلیون تن نشان می‌دهد** (Baloyi et al., 2021; Maddela et al., 2023). چین در سال‌های اخیر به یکی از بزرگ‌ترین تولیدکنندگان و مصرف‌کنندگان فتالات‌ها تبدیل شده و حدود ۴۲ درصد مصرف جهانی پلاستی‌سایزرها و حدود ۳۲ درصد تولید جهانی فتالات‌ها را به خود اختصاص داده است؛ افزون بر این، تولید DEHP در چین در سال ۲۰۱۹ حدود ۱/۵ میلیون تن برآورد شده است (Qadeer et al., 2024). در اروپا، تولید و مصرف DEHP از حدود ۵۹۵ و ۴۷۶ هزار تن در سال ۱۹۹۷ به حدود ۳۴۱ هزار تن تولید در سال ۲۰۰۷ کاهش یافت که عمدتاً ناشی از تشدید محدودیت‌های قانونی و جایگزینی تدریجی آن با پلاستی‌سایزهای غیرفتالاتی بود (Danish Environmental Protection Agency, 2010; OSPAR Commission, 2006). در ایالات متحده نیز حجم تولید، ساخت یا واردات DINP در سال ۲۰۱۵ بین ۱۰۰ تا ۲۵۰ میلیون پوند گزارش شد؛ در حالی که برای سال ۲۰۱۹ در بازه ۵۰ تا ۱۰۰ میلیون پوند قرار داشت (Environmental Protection Agency, 2025). در ایران، آمارهای کمی‌تری در دسترس است؛ با این حال، حدود ۸۹۵/۶ تن از سه گروه اصلی استرهای فتالیک اسید را وارد کرده است؛ با این حال، به دلیل نبود آمار ملی یکپارچه درباره تولید واقعی، واردات غیررسمی و مصرف نهایی، این مقدار تنها بخشی از عرضه و موجودیت فتالات‌ها را در کشور نشان می‌دهد (Farabi Petrochemical Company, n.d.; World Bank, n.d). این ترکیبات عمدتاً به واسطه ماهیت ذاتی آب‌گریز و حلالیت محدود در آب، پس از ورود به محیط تمایل دارند از فاز آبی جدایی یافته و به ذرات معلق، گردوغبار و مواد آلی موجود در خاک‌ها و رسوبات متصل شوند (Zou et al., 2025)؛ چنین رفتاری زمینه پراکنش گسترده آن‌ها در اجزای مختلف اکوسیستم را فراهم کرده و مسیر انتقال آن‌ها به بافت و اندام‌های موجودات زنده را تسهیل می‌نماید. در این چارچوب، بررسی تولیدات حاوی این ترکیبات، الگوهای انتقال، میزان، نحوه و فرهنگ استفاده گامی مهم و حیاتی در تحلیل پیامدهای بهداشتی و زیست‌محیطی آن‌ها محسوب می‌شود؛ در این راستا شناسایی منابع انتشار، مسیرهای ورود به محیط و الگوهای انباشت در ماتریس‌های مختلف، برای برآورد دقیق ریسک و تدوین راهبردهای کنترلی ضروری است؛ همچنین، چنین تحلیلی می‌تواند مبنایی برای اولویت‌بندی پایش، بهینه‌سازی مدیریت آلاینده‌ها و طراحی مداخلات هدفمند در سطوح ملی فراهم آورد.

^۵ DMP، DEP، DBP و BBP

^۶ DEHP، DiNP و DIDP

^۷ Henry's Law Constant

گستره حضور و مواجهه با فتالاتها در اقلام مصرفی، مواد غذایی و محصولات مراقبت شخصی

مواجهه انسانی با فتالاتها، برخلاف بسیاری از آلاینده‌های محیطی، لزوماً از مسیر یک منبع نقطه‌ای مشخص مانند دودکش صنعتی یا پساب تصفیه‌خانه صورت نمی‌پذیرد؛ بلکه این ترکیبات نوظهور در تاروپود زندگی روزمره تنیده شده‌اند. ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی فتالاتها، به‌ویژه فراریت نسبی و چربی‌دوستی سبب شده تا این استرها نه صرفاً به‌عنوان آلاینده‌های ثانویه، بلکه به‌عنوان اجزای عامدانه در فرمولاسیون هزاران کالای مصرفی به کار روند (Fisher et al., 2019; Koniecki et al., 2011)؛ از این‌رو، مرز میان محصولات تولیدی و منابع آلودگی به سبب مسیرهای مواجهه و تماس، از تغذیه و استنشاق گرفته تا جذب پوستی، همگی در بطن فعالیت‌های عادی بشری برداشته و کمرنگ می‌شود.

گسترش شهرنشینی، افزایش مصرف محصولات پلیمری و وابستگی روزافزون جوامع امروزی به کالاهای صنعتی، سبب شده که مواجهه با فتالاتها به پدیده‌ای تقریباً فراگیر و غیرقابل اجتناب در زندگی مدرن تبدیل شود (Zhang et al., 2024b). در چنین شرایطی، شناخت منابع شامل این ترکیبات در محیط‌های زندگی، الگوهای تماس روزانه و مسیرهای انتقال آن‌ها به انسان، گامی اساسی در ارزیابی ریسک‌های بالقوه زیست‌محیطی و سلامت‌محور به شمار می‌رود. از این‌رو، طی سالیان اخیر، مطالعات متعددی در نقاط مختلف جهان به پایش مقادیر و حضور فتالاتها در محصولات مصرفی، مواد غذایی، محیط‌های داخلی و همچنین بررسی و ارزیابی میزان مواجهه انسانی با این ترکیبات نوظهور پرداخته‌اند که در ادامه، به مهم‌ترین یافته‌های این پژوهش‌ها اشاره می‌گردد. Aldegunde-Louzao و همکاران (2024) در یک برنامه پایش پنج‌ساله بر روی ۱۱۱۰ نمونه از محصولات آرایشی عرضه‌شده در اسپانیا و فرانسه، حضور ۹ نوع از فتالاتها را^۸ بررسی کردند. نتایج آشکار ساخت که ۴/۸۶ درصد از نمونه‌ها، دارای غلظت فتالات بالاتر از حد آستانه تعیین‌شده بودند. بیشترین فراوانی آلودگی در کرم‌ها و لوسیون‌های دست و بدن (۱۱/۰۱ درصد) و همچنین برق و رژلب‌ها (۷/۲۴ درصد) مشاهده شد که بیانگر نقش این محصولات به‌عنوان یکی از مهم‌ترین منابع مواجهه روزمره با فتالاتها است. در میان ترکیبات شناسایی‌شده، مقادیر DEHP در تمامی گروه‌های محصولات مورد بررسی حضور داشت و نیز به‌عنوان فراوان‌ترین گونه گزارش شد. در دیگر مطالعه جامع صورت گرفته در این زمینه، Fierens و همکاران (2012) حضور هشت فتالات شامل (DEHP, DBP, DnBP, DiBP, DEP, DMP, DnOP) را در ۴۰۰ نمونه از مواد غذایی و مواد بسته‌بندی موجود در بازار کشور بلژیک مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که DEHP با شناسایی در ۸۱ درصد از نمونه‌ها، فراوان‌ترین فتالات موجود در مواد غذایی و بسته‌بندی‌ها بوده و پس از آن به‌ترتیب DiBP, DnBP و BBP بیشترین فراوانی را داشته‌اند. این پژوهش همچنین برجسته ساخت که میزان آلودگی این ترکیبات در محصولات مختلف غذایی یکسان نیست؛ هرچند به‌طور کلی، DEHP در اغلب گروه‌های غذایی، بالاترین غلظت را به خود اختصاص داد. بیشترین مقادیر این ترکیب در فرآورده‌های ماهی‌ها و آبزیان (تا ۵۹۳۲ ng/g)، چاشنی‌ها و سس‌ها (تا ۲۱۵۴ ng/g) و روغن‌ها و چربی‌ها (تا ۱۸۲۷ ng/g) مشاهده شد. علاوه بر مواد غذایی، بررسی بسته‌بندی‌ها نیز نشان داد که میزان آلودگی فتالاتی در برخی مواد بسته‌بندی، به‌ویژه مقوا و کارتن‌های چاپ‌شده، قابل توجه است. در این بخش، DiBP به‌عنوان ترکیب غالب شناسایی و معرفی شد که به استفاده گسترده از آن در جوهرهای چاپ و پوشش‌های مورد استفاده در بسته‌بندی‌های غذایی، مرتبط دانسته شد.

در زمینه مطالعات ملی و بومی، تحقیقات شایسته‌ای در باب حضور این ترکیبات در محصولات مصرفی مورد استفاده صورت گرفته است؛ در این راستا، Moazzen و همکاران (2014) با بررسی ۹ نمونه از نوشابه‌های گازدار متعلق به سه برند تجاری و سه طعم مختلف (کولا، پرتقالی و لیمویی)، غلظت شش استر فتالات شامل DEHP, DBP, DEP, DMP و DnOP را با استفاده از روش استخراج فاز جامد مغناطیسی و آنالیز GC-MS اندازه‌گیری کردند. نتایج نشان داد که DEHP فراوان‌ترین فتالات شناسایی‌شده در نمونه‌ها بود و با میانگین غلظت ۲/۳۷ µg/L و حداکثر غلظت ۹/۳۰۱ µg/L، سهم عمده آلودگی فتالات نوشابه‌ها را به خود اختصاص داد. پس از آن، DnOP و DBP به‌ترتیب با غلظت ۰/۲۲۸ µg/L و

^۸ BBP, DEHP, DNOP, DPP, DBP, DIPP, DMEP, DMP و PIPP

۰/۰۴۲ µg/L در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند. در تمامی نمونه‌ها غلظت فتالات‌ها کمتر از حدود مجاز بین‌المللی بود و تنها در یک نمونه، مقدار DEHP از استانداردهای تعیین‌شده توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (EPA)، سازمان جهانی بهداشت (WHO) و اتحادیه اروپا فراتر رفت. علاوه بر این، اختلاف معنی‌داری بین برندهای مختلف از نظر غلظت فتالات‌ها مشاهده نشد، هرچند غلظت DEP در طعم‌های مختلف، تفاوت آماری معنی‌داری نشان داد. این یافته‌ها بیانگر آن است که اگرچه مهاجرت فتالات‌ها از بطری‌های PET به نوشابه‌های گازدار قابل تشخیص است، اما سطح آلودگی در اغلب نمونه‌های مورد بررسی پایین‌تر از حدود مخاطره‌آمیز گزارش شد.

در مطالعه‌ای دیگر، Mirzaei و همکاران (2023) با بررسی ۶۰ نمونه شیر عرضه‌شده در شهر تهران، شامل شیرهای پاستوریزه و استریلیزه با سطوح مختلف چربی و انواع بسته‌بندی، غلظت شش استر فتالات (DMP، DEP، DBP، BBP، DEHP و DnOP) را تعیین کردند. نتایج حاکی از آن بود که میانگین غلظت مجموع فتالات‌ها در نمونه‌های شیر برابر با ۵/۲۶ µg/L بود و DnOP با میانگین غلظت ۲/۳۳ µg/L، فراوان‌ترین ترکیب شناسایی‌شده محسوب شد. پس از آن DEHP، BBP و DEP به ترتیب با میانگین غلظت ۰/۹۷ µg/L، ۰/۵۸ µg/L و ۰/۴۹ µg/L قرار داشتند؛ در حالی که DMP و DEHP در هیچ یک از نمونه‌ها شناسایی نشدند و غلظت DEHP، در تمامی نمونه‌ها، کمتر از حد استاندارد ۶ µg/L بود که نشان‌دهنده اندک بودن سطوح آلودگی فتالات در شیرهای مورد بررسی بود. بررسی ویژگی‌های نمونه‌ها همچنین نشان داد که شیرهای بسته‌بندی‌شده در کیسه‌های پلاستیکی، شیرهای پاستوریزه و شیرهای پرچرب به ترتیب دارای مقادیر بالاتری از فتالات‌ها نسبت به سایرین بودند، هرچند تمامی غلظت‌های اندازه‌گیری‌شده پایین‌تر از حدود مجاز گزارش شدند.

Zare Jeddi و همکاران (2015) به بررسی مهاجرت شش نوع فتالات (DMP، DEP، DBP، BBP، DEHP و DnOP) در بطری‌های PET آب، طی دوره نگهداری یک‌ساله پرداختند. نتایج نشان داد که غلظت تمامی فتالات‌های شناسایی‌شده با افزایش زمان، روندی صعودی داشته و این افزایش، از نظر آماری معنی‌دار بود. در ابتدای مطالعه، میانگین غلظت DEHP و DBP به ترتیب ۰/۲۱۷ µg/L و ۰/۰۶۹۰ µg/L بود و با گذر زمان، غلظت DEHP پس از ۱۲ ماه به ۱/۶۹۷ µg/L رسید و به‌عنوان فراوان‌ترین گونه فتالات گزارش شد. همچنین BBP در نمونه‌های اولیه قابل شناسایی نبود، اما در طول دوره نگهداری به تدریج ظاهر شد و در پایان مطالعه به ۰/۱۱۷ µg/L رسید. این مقادیر کمتر از حدود مجاز تعیین‌شده توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده (۶ µg/L) و سازمان جهانی بهداشت (۸ µg/L) بود. در همین راستا، در مطالعه‌ای جدیدتر، Yousefi و همکاران (2018) غلظت پنج استر فتالات (DEHP، DBP، DIBP، DEP و DMP) را در آب‌های آشامیدنی بسته‌بندی‌شده در بطری‌های پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) و تحت شرایط مختلف نگهداری، مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که میانگین غلظت این ترکیبات در شرایط مختلف نسبت به مقادیر اولیه در نمونه‌های شاهد، به‌طور متوسط ۳۹۲/۸۴ درصد افزایش یافت. بیشترین افزایش غلظت فتالات‌ها در نمونه‌هایی مشاهده شد که به مدت ۱۵ روز در دمای ۴۲ درجه سانتی‌گراد و همچنین ۷۵ روز در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد نگهداری شده بودند. در این شرایط، غلظت DEHP به ترتیب به ۱۰/۳۳ µg/L و ۹/۶۲ µg/L رسید که از حدود مجاز تعیین‌شده توسط سازمان‌های نظارتی بین‌المللی فراتر بود. این مطالعه همچنین نمایان ساخت که تغییرات مثبت دمایی و طولانی شدن زمان نگهداری، نقش تعیین‌کننده‌ای در مهاجرت فتالات‌ها از بطری‌های PET به آب آشامیدنی دارند و موجب افزایش معنی‌دار غلظت این آلاینده‌ها می‌شوند. Rahimi و همکاران (2016) نیز در مطالعه‌ای مشابه، مهاجرت پنج استر فتالات (DIBP، DEP، DMP، DEHP و DBP) را از بطری‌های پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) به یک شبیه‌ساز غذایی اسیدی شامل محلول استیک اسید ۳ درصد، به‌عنوان مدل آزمایشگاهی آلبیمو، در دماهای ۵، ۲۵ و ۴۰ درجه سانتی‌گراد و طی ۹۰ روز نگهداری مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که افزایش دما و مدت زمان نگهداری موجب افزایش معنی‌دار مهاجرت فتالات‌ها از بطری به محیط غذایی شد، به‌طوری‌که بیشترین میزان مهاجرت در انتهای دوره نگهداری، مشاهده گردید. در میان ترکیبات مورد

بررسی، DEHP بیشترین میزان مهاجرت را به خود اختصاص داد و غلظت آن پس از ۹۰ روز، در دماهای ۵، ۲۵ و ۴۰ درجه سانتی‌گراد به ترتیب به $37 \mu\text{g/L}$ ، $43 \mu\text{g/L}$ و $47 \mu\text{g/L}$ رسید؛ پس از آن، DIBP با غلظت‌های $30 \mu\text{g/L}$ ، $33 \mu\text{g/L}$ و $38 \mu\text{g/L}$ و DBP با غلظت‌های $27 \mu\text{g/L}$ ، $32 \mu\text{g/L}$ و $37 \mu\text{g/L}$ قرار گرفتند. مقایسه مقادیر اندازه‌گیری‌شده با حدود مهاجرت ویژه (SML) تعیین‌شده توسط کمیسیون اروپا نشان داد که غلظت DEHP، DIBP و DBP در تمامی تغییرات دمایی از حدود مجاز فراتر رفته است و پژوهشگران، بیان کردند که نگهداری طولانی‌مدت مواد غذایی اسیدی نظیر آبلیمو در بطری‌های PET، به‌ویژه در دماهای بالا، می‌تواند منجر به افزایش قابل توجه مهاجرت فتالات‌ها شود.

Razavi و همکاران (2021)، در مطالعه‌ای متفاوت، حضور چهار فتالات (BBP، DBP، DEP، DMP) را در نمونه‌های شامپو و شوینده بدن کودکان موجود و رایج در بازار ایران بررسی کردند. نتایج نشان داد که فتالات‌ها در بخش قابل توجهی از نمونه‌های مورد مطالعه، قابل شناسایی بودند. در میان نمونه‌های شامپو، مقادیر DMP در محدوده $0.8 \mu\text{g}$ تا $4.0 \mu\text{g}$ ، DBP در حالت پیشینه با میزان $7.0 \mu\text{g}$ و BBP در محدوده $2.0 \mu\text{g}$ تا $2.4 \mu\text{g}$ در 0.1g شناسایی شد. همچنین در نمونه‌های شوینده بدن، DEP و DMP به ترتیب تا مقادیر $0.7 \mu\text{g}$ و $2.0 \mu\text{g}$ و DBP تا میزان $4.0 \mu\text{g}$ مشاهده شدند که بیانگر حضور فراگیر این آلاینده‌ها در محصولات شوینده می‌باشند.

Peyvandi و همکاران (2024)، ترکیبات آلاینده‌های موجود در چمن مصنوعی مورد استفاده در مجموعه ورزشی انقلاب تهران را بررسی کردند. نتایج آنالیزهای شیمیایی نشان داد که در میان ترکیبات آلی شناسایی‌شده، DOP با غلظت 2800 ppm یکی از فراوان‌ترین آلاینده‌های آلی موجود در ساختار و پوشش چمن‌های مصنوعی بود.

Moradi و همکاران (2025) هم در مطالعه‌ای جدید به بررسی رهایش استرهای فتالات از ریزپلاستیک‌های حاصل از بسته‌بندی‌های مواد غذایی پرداختند. در این پژوهش، سه فتالات (BBP، DEP، DMP) مورد ارزیابی قرار گرفتند. نتایج نشان داد که این ترکیبات قادرند از ریزپلاستیک‌ها و مواد رایج بسته‌بندی مواد غذایی، به محصول غذایی مهاجرت کنند و میزان این مهاجرت به نوع پلیمر، شرایط محیطی و ویژگی‌های محصول وابسته است. بررسی بسته‌بندی‌های واقعی مواد غذایی نشان داد که ظروف پلی‌استایرنی مورد استفاده برای نگهداری خامه بیشترین رهایش تجمعی فتالات‌ها را داشته و مجموع غلظت فتالات‌های آزادشده در محیط به $195 \mu\text{g/L}$ رسیده است. همچنین، بیشترین غلظت ثبت شده از BBP برابر با $104/5 \mu\text{g/L}$ در ظروف پلی‌پروپیلنی پنیر گزارش شد، در حالی که DEP در برخی نمونه‌ها تا $94/5 \mu\text{g/L}$ و DMP تا $70/3 \mu\text{g/L}$ اندازه‌گیری شد.

در مجموع، شواهد موجود حاکی از آن است که حضور فتالات‌ها در مواد غذایی، کالاهای مصرفی و محصولات مراقبت شخصی، به یک الگوی مواجهه چندمسیره، مداوم و در سطوح آشکار جمعیتی تبدیل شده است؛ این الگو نه تنها از طریق اندازه‌گیری‌های مستقیم در ماتریس‌های مصرفی، بلکه با پایش زیستی متابولیت‌های فتالات در نمونه‌های ادرار و خون هم تأیید می‌شود (Li et al., 2022). از آنجا که این مواجهه در بستر فعالیت‌های روزمره نیز رخ می‌دهد، عموم نگرانی موجود به تبعات زیست‌شناختی و بهداشتی این حضور معطوف می‌گردد. در این چارچوب، بررسی سرنوشت محیطی، الگوهای انتقال، میزان و نوع این ترکیبات در اکوسیستم، گامی مهم و حیاتی در تحلیل پیامدهای زیست‌محیطی آن‌ها بر پیکره سیاره محسوب می‌شود.

ورود، توزیع و انتقال فتالات‌ها به محیط‌های طبیعی

فتالات‌ها به‌واسطه کاربرد گسترده در صنایع مختلف و ویژگی ذاتی مهاجرت از ماتریس پلیمری، به‌صورت مداوم و از مسیرهای متعددی وارد محیط‌زیست می‌شوند. این ترکیبات در تمام مراحل چرخه عمر محصولات پلاستیکی، از تولید و فرآوری تا مصرف و دفع نهایی، به محیط‌های آبی، خاکی و هوایی انتشار پیدا می‌کنند (Paluselli et al., 2018). شناخت

دقیق تمامی مسیرها، میزان و غلظت این آلاینده‌ها در زیستگاه‌ها، پیش‌نیازی اساسی جهت ارزیابی ریسک و طراحی راهبردهای مدیریتی مؤثر با مخاطرات این ترکیبات نوظهور است. صنایع تولیدکننده و مصرف‌کننده محصولات پلاستیکی، از مهم‌ترین منابع نقطه‌ای جهت ورود فталات‌ها به محیط‌زیست محسوب می‌شوند. تخلیه پساب‌های حاوی فталات این صنایع به منابع آب سطحی، یکی از مستقیم‌ترین مسیرهای نشر آلودگی است (Nas et al., 2022; Shariati et al., 2019). تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری هم گاهاً به دلیل ناتوانی در حذف کامل این ترکیبات، به عنوان منابع انتشار ثانویه عمل می‌کنند؛ لجن فاضلاب حاصل از این تصفیه‌خانه‌ها که به عنوان کود در اراضی کشاورزی و تحت کشت استفاده می‌شود، مسیر مهمی جهت انتقال این ترکیبات به اکوسیستم‌های خاکی است (Nas et al., 2022; Wen et al., 2026). همچنین نشت‌های صورت گرفته از لوله‌های PVC در شبکه‌های آب و فاضلاب، به ویژه در شرایط دمایی بالا یا در تماس با آب‌های اسیدی، غلظت قابل توجهی از این آلاینده‌ها را آزاد و به آب‌های توزیعی وارد می‌کنند که زمینه‌ساز بروز تهدیداتی بر سلامت انسان‌ها و موجودات زنده خواهد بود (Bi et al., 2021; Ye et al., 2020). علاوه بر این، مطالعات متعددی نشان دادند که غلظت فталات‌ها در آب‌های سطحی مناطق شهری و صنعتی، به طور معناداری بالاتر از مناطق روستایی است؛ این شیب غلظتی، گواهی بر نقش محوری فعالیت‌های انسانی در تولید و انتشار این آلاینده‌هاست (Dong et al., 2022). با توجه به گستردگی انتشار فталات‌ها در آب‌های سطحی، خاک، هوا و رسوبات، و با عنایت به پایداری نسبی و قابلیت انتقال آن‌ها در طول زنجیره غذایی، موجودات زنده اعم از آبزیان، دام‌ها و انسان‌ها به طور مداوم و از راه‌های متعدد (بلع، تنفس و تماس پوستی) در معرض این آلاینده‌ها قرار دارند. این مواجهه گریزناپذیر، زمینه‌ساز بروز طیف وسیعی از اثرات نامطلوب زیستی از جمله اختلال در عملکرد عدد درون ریز، سمیت تولیدمثلی، آسیب‌های وارد بر رشد و حتی آثار سرطان‌زایی گزارش شده در مطالعات تجربی و زیست محیطی است (Lee & Choi, 2024; Segovia-Mendoza et al., 2020). بدین ترتیب، انتشار و ورود مستمر فталات‌ها به اجزای مختلف محیط‌زیست، سبب شده است که این ترکیبات به آلاینده‌هایی فراگیر در سامانه‌های طبیعی، بهداشتی و انسانی بدل شوند. جدول ۱، مروری بر نتایج مطالعات داخلی مرتبط با پایش فталات‌ها در ماتریس‌های مختلف محیطی و داده‌های مرتبط با مواجهه (جدول ۲) روزانه این ترکیبات اشاره میکند. برآیند این مطالعات نشان می‌دهد که پراکنش و میزان مواجهه با فталات‌ها تحت تأثیر کاربری اراضی، فعالیت‌های انسانی، ویژگی‌های ترکیبات و ماهیت ماتریس محیطی و همچنین تفاوت در الگوهای مواجهه و شرایط جمعیتی قرار دارد و پایش مستمر، ارزیابی ریسک و توسعه راهکارهای مدیریتی مناسب با شرایط کشور برای کنترل آلودگی فталات‌ها ضروری می‌باشد.

جدول ۱. مروری بر نتایج مطالعات انجام شده داخلی در خصوص استرهای اسید فتالیک (PAEs) در ماتریس‌های مختلف محیطی ایران

منابع	غلظت آلاینده‌های هدف	نوع ماتریس و کاربری محیطی
(Nasrabadi et al., 2026)	DOP: ۱۰۳۰-۳۵۶۰ (ng/g), DEHP: ۱۹۳۰-۶۲۴۰ (ng/g)	خاک‌های سطحی اطراف محل دفن پسماندهای شهری، ۳۵ کیلومتری جنوب شرق مشهد، استان خراسان رضوی
	BBP: ۱۰ (ng/g), DBP: ۶۰-۵۸۰ (ng/g)	(عمق ۰ تا ۵ cm)
	DiBP: ۶۰۰-۶۸۵۰ (ng/g), DEP: ۰/۰۰ (ng/g)	
	DMP: ۰/۰۰-۱۶۰ (ng/g), ΣPAEs: ۶۱۶۰-۱۴۶۸۰ (ng/g)	
(Nasrabadi et al., 2026)	DOP: ۶۹۰-۲۲۵۰ (ng/g), DEHP: ۱۷۷۰-۶۷۵۰ (ng/g)	خاک‌های زیرسطحی اطراف محل دفن پسماند شهری، ۳۵ کیلومتری جنوب شرق مشهد، استان خراسان رضوی
	BBP: ۱۰-۵۰ (ng/g), DBP: ۷۰-۱۶۰ (ng/g)	(عمق ۵ تا ۱۰ cm)
	DiBP: ۷۰-۲۱۱۰ (ng/g), DEP: ۰/۰۰ (ng/g)	
	DMP: ۰/۰۰-۲۰ (ng/g), ΣPAEs: ۳۴۶۰-۹۷۳۰ (ng/g)	
Nemati Gaskaminjan,) (2025)	ΣPAEs: ۴/۷۵ (ng/g) : خاک‌های کشاورزی ΣPAEs: ۱۱/۴۷ (ng/g) : خاک‌های غیر کشاورزی	خاک‌های سطحی کشاورزی و غیر کشاورزی اطراف محل دفن زباله سراوان، رشت، استان گیلان، ایران (فواصل ۱۰۰ تا ۷۰۰ m و عمق ۰ تا ۱۰ cm)

(Shariati et al., 2022a)	DMP: <10 (ng/g) , DEP: <10 (ng/g) DiBP: ۸۲ (ng/g) , BBP: ۴۴۷ (ng/g) DEHP: ۴۵۱۰ (ng/g) , ΣPAEs: ۵۸۰۴ (ng/g)	خاک‌های سطحی اطراف محل دفن زباله سراوان، رشت، استان گیلان، ایران (عمق ۰ تا ۱۰ cm)
Gholaminejad et al.,) (2024	DMP: ۵۲-۲۴۱ (ng/g) , DEP: ۶۶-۳۵۸ (ng/g) DnBP: ۲۱۹-۲۵۶۱ (ng/g) , BzBP: ۲۱۵-۱۷۲۴ (ng/g) DEHP: ۷۳۴-۳۲۵۷ (ng/g) , DnOP: ۳۹-۵۴۷ (ng/g) ΣPAEs: ۱۳۱۵-۸۶۸۸ (ng/g)	خاک‌های سطحی اطراف محل دفن پسماندهای شهری بوشهر، حاشیه خلیج فارس، ایران (عمق ۰ تا ۵ cm)
Gholaminejad et al.,) (2024	DMP: ۱۴-۱۳۵ (ng/g) , DEP: ۳۳-۱۴۹ (ng/g) DnBP: ۴۸-۸۵۱ (ng/g) , BzBP: ۲۸-۴۵۷ (ng/g) DEHP: ۱۰۷-۱۲۰۸ (ng/g) , DnOP: ۸-۱۹۸ (ng/g) ΣPAEs: ۲۳۸-۲۹۹۸ (ng/g)	خاک‌های سطحی اطراف محل دفن پسماندهای شهری بوشهر، حاشیه خلیج فارس، ایران (عمق ۵ تا ۱۰ cm)
Gholaminejad et al.,) (2024	DMP: ۳۴ (μg/L) , DEP: ۳۷ (μg/L) DnBP: ۴۹ (μg/L) , BzBP: ۳۷ (μg/L) DEHP: ۱۰۶ (μg/L) , DnOP: ۴۰ (μg/L) ΣPAEs: ۳۰۳ (μg/L)	شیرابه و آب‌های زیرسطحی اطراف محل دفن پسماندهای شهری بوشهر، حاشیه خلیج فارس
Amini & Hassanzadeh,) (2025	DEHP: ۰/۶۴-۱۷۹۲/۸۱ (ng/g) , DBP: ۰/۰۶-۱۰۳۶/۴۱ (ng/g) DINP: ۰/۰۰-۳۰/۶۶ (ng/g) , DIDP: ۰/۰۰-۲۱/۹۳ (ng/g)	خاک سطحی با کاربری‌های مختلف شامل مناطق صنعتی، تاکستان‌ها و اراضی کشاورزی شهرستان ملایر، استان همدان، ایران
(Nassiri et al., 2020)	DnBP: ۱۷/۱۰-۴۰/۶۲ (μg/L) , DEHP: ۱۸/۹۳-۸۱/۸۷ (μg/L)	آب‌های سطحی خلیج چابهار، دریای عمان، ایران
(Abdi et al., 2021)	DMP: ۷۰۰-۱۵۰۰ (ng/g) , DEP: ۱۰۰-۲۰۰ (ng/g) DnBP: ۳۰۰۰-۸۴۰۰ (ng/g) , BBP: ۲۰۰-۱۱۰۰ (ng/g) DEHP: ۱۸۴۰۰۰-۶۹۶۰۰۰ (ng/g) , DnOP: ۶۹۰۰-۱۲۲۰۰ (ng/g)	محیط شهری: گردوغبار داخلی مدارس و مراکز آموزشی در مناطق مرکزی و جنوبی استان تهران
Hassanzadeh et al.,) (2014b	DEHP: ۲۵۰-۴۳۱۲۰ (ng/g) , DnBP: ۱۲۰-۱۹۰۲۰ (ng/g)	رسوبات سطحی تالاب بین‌المللی انزلی، استان گیلان، حاشیه دریای خزر (عمق ۰ تا ۱۰ سانتی‌متر)
(Mostafalu et al., 2018)	DMP: ND-۲۷ (ng/g) , DEP: ND-۲۴ (ng/g) DiBP: ND-۳۱۹۰ (ng/g) , DBP: ۵۸-۳۵۵۷ (ng/g) BBP: ND-۲۳۶ (ng/g) , DEHP: ۵۰۴-۱۳۴۹۴ (ng/g) ΣPAEs: ۵۶۲-۱۴۳۱۴ (ng/g)	رسوبات سطحی تالاب بین‌المللی انزلی، استان گیلان، حاشیه دریای خزر (عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متر)
(Shariati et al., 2019)	DMP: ND (<LOD) , DEP: ND (<LOD) DiBP: ۹۰-۴۷۰ (ng/g) , DnBP: ۶۵۰-۳۷۷۰ (ng/g) BBP: ۲۰۰-۱۷۹۰ (ng/g) , DEHP: ۱۵۷۰-۱۹۲۸۰ (ng/g) DnOP: ۴۰-۵۶۰ (ng/g) , ΣPAEs: ۲۵۵۰-۲۱۲۰۰ (ng/g)	رسوبات سطحی تالاب بین‌المللی انزلی، استان گیلان، حاشیه دریای خزر (عمق ۰ تا ۱۰ سانتی‌متر)
Hassanzadeh et al.,) (2014a	DEHP: ۰/۲۵-۴۳/۱۲ (μg/L) , DnBP: ۰/۱۲-۱۹/۰۲ (μg/L)	آب‌های سطحی تالاب بین‌المللی انزلی، استان گیلان، حاشیه دریای خزر (نمونه‌برداری از ستون آب)

جدول ۲. برآورد مواجهه روزانه با فتالات‌ها (در هفت کشور آسیایی) (μg/day) (Ghosh & Sahu, 2022)

استر فتالیک اسید	دوز مرجع (RfD) ^۱	چین	هند	ژاپن	کره	مالزی	کویت	ویتنام
DEP	۸۰۰	۲۸۵	۱۲۲۸	۱۸۱	۱۷۷	۶۹۳	۳۹۰۰	۶۴/۰
DBP	۱۰۰	۵۸۰	۱۷۸	۱۴۰	۱۱۰	۱۲۴	۸۲۲	۱۷۳
DEHP	۲۰	۱۸۲	۳۳۹	۹۲/۵	۱۰۲	۹۷/۷	۴۳۵	۱۱۲

^۱ دوزهای مرجع تعیین‌شده توسط آژانس حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده آمریکا (U.S. EPA)، بر حسب (μg/day) وزن بدن در روز.

پیامدهای زیستی فتالات‌ها، از موجودات زنده تا انسان

ورود پیوسته و کنترل نشده فتالات‌ها به اکوسیستم‌های آبی، خاکی و سامانه‌های کشاورزی، این ترکیبات را به یکی از نگرانی‌های نوظهور زیست‌محیطی در سطوح جهانی بدل ساخته است؛ نگرانی‌ای که می‌تواند پیامدهای عمیق و ماندگاری بر سلامت موجودات، تعادل شبکه‌های غذایی و پایداری کارکردهای اکولوژیک بر جای گذارد. این آلاینده‌ها به‌آسانی در رسوبات، خاک‌ها و ماتریس‌های زیستی انباشته می‌شوند و از طریق فرایندهای تجمع و بزرگ‌نمایی زیستی در طول زنجیره غذایی انتقال می‌یابند (Ataee et al., 2021; Shariati et al., 2025). به‌عنوان مثال، تجمع فتالات‌ها در بافت‌های گیاهی افزون بر تهدید امنیت غذایی، می‌تواند کیفیت محصول، سلامت فیزیولوژیک گیاه و پایداری نظام‌های تولید غذا را نیز تحت تأثیر قرار دهد (Gao et al., 2021; Kumari & Kaur, 2020). در اکوسیستم‌های آبی، فتالات‌ها عمدتاً از طریق تخلیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی، رواناب‌های سطحی، رسوب اتمسفری، فعالیت‌های بندری و نشت پسماندهای پلاستیکی به ستون‌های آب و رسوبات راه می‌یابند و بدین‌ترتیب، زمینه مواجهه گسترده و پایدار با آبریان را فراهم می‌سازند (Squillante et al., 2023). شواهد موجود نشان می‌دهد که مواجهه با این آلاینده‌ها می‌تواند طیف وسیعی از اثرات زیان‌بار شامل اختلالات تولیدمثلی، کاهش رشد و بقا، تغییرات رفتاری، القای استرس اکسیداتیو، آسیب‌های هیستوپاتولوژیک و اختلال در عملکرد سیستم غده درون‌ریز را در موجودات آبی ایجاد کند (Liu et al., 2025; Mankidy et al., 2013). افزون‌بر این، این اثرات نه تنها در مقیاس فردی باقی می‌مانند بلکه می‌توانند تعادل هورمونی و مسیرهای متابولیکی گونه‌های حساس را بر هم زده و در سطح جمعیت، پویایی و انسجام جوامع زیستی را تضعیف کنند. در محیط‌های خاکی نیز ورود فتالات‌ها، با تغییرات ساختار و فعالیت جوامع میکروبی، فرایندهای تجزیه زیستی، چرخه عناصر غذایی و عملکردهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را مختل می‌سازد (Ma et al., 2018; Zhou et al., 2022). در این راستا، به بیان نتایج مطالعات بین‌المللی مرتبط با آثار این آلاینده‌ها در گونه‌های مختلف زیستی می‌پردازیم. مطالعه Gao و همکاران (2021) نشان داد که دو فتالات رایج DBP و DEHP قادرند رشد و عملکرد فتوستتزی گیاهچه‌های گندم را به‌طور معنی‌داری مختل کنند. این ترکیبات از طریق کاهش محتوای کلروفیل، محدود کردن هدایت روزنه‌ای و اختلال در انتقال الکترون، موجب افت نرخ فتوستتز و در نهایت کاهش زیست‌توده گیاه شدند. در مطالعه‌ای مشابه اما بر روی گیاه برنج، Sun و همکاران (2025) گزارش کردند که فتالات‌ها و متابولیت‌های حاصل از آن‌ها قادرند فرآیندهای فیزیولوژیکی و تنظیمی گیاه را دستخوش تغییرات قابل توجهی کنند. مواجهه با این آلاینده‌ها با تحریک پاسخ‌های دفاعی گیاه، کاهش رشد و افت ذخایر کربنی همراه بود که نشان‌دهنده برهم خوردن تعادل میان رشد و سازوکارهای دفاعی است. Savoca و همکاران (2026) نیز نشان دادند که فتالات‌ها اثرات زیان‌باری را در سطوح مختلف اکوسیستم‌های آبی، از تولیدکنندگان اولیه تا مصرف‌کنندگان رده‌های بالاتر ایجاد می‌کنند. نتایج مطالعات بررسی شده نشان داد که مواجهه ریزجلیک‌ها با فتالات‌هایی نظیر DEHP، DBP و DEP با کاهش رشد، اختلال در فعالیت فتوستتزی، کاهش محتوای کلروفیل و افزایش تنش اکسیداتیو همراه است. همچنین در خصوص ماهی گورخری،^۱ مواجهه جنینی با DEHP در محدوده ۰/۵ تا ۵۰۰۰۰ µg/L موجب بروز ناهنجاری‌های رشدی و اسکلتی شد؛ در حالی که قرارگیری در معرض DBP و DEHP در غلظت‌های ۵۰۰۰۰ تا ۲۵۰۰۰۰ µg/L با اختلال در تکامل عصبی و بافت عضلانی اسکلتی همراه بوده است. افزون‌بر این، در این مطالعه مواجهه طولانی‌مدت با DEHP در گونه‌هایی نظیر برنج‌ماهی ژاپنی^۲ و گربه‌ماهی زرد،^۳ به‌ترتیب موجب کاهش رشد، القای استرس اکسیداتیو و برهم خوردن متابولیسم لیپیدی در این آبریان شد.

افزون‌بر این پژوهش‌های فرامرزی، مطالعات ملی و بومی متعددی پیرامون آثار فتالات‌ها نیز منتشر یافتند که در ادامه، به مهم‌ترین یافته‌های آن‌ها پرداخته می‌شود. مطالعه انجام شده توسط Kamali و همکاران (2018) بر روی بچه‌ماهیان

¹ *Danio rerio* 1

¹ *Oryzias latipes* 2

¹ *Pseudobagrus fulvidraco* 3

قزل‌آلای رنگین‌کمان^{۱۴} نمایان ساخت که **DnBP** دارای سمیت قابل توجهی برای آبزیان بوده و می‌تواند حتی در مواجهه‌های کوتاه‌مدت، اختلالات فیزیولوژیک و رفتاری گسترده‌ای ایجاد کند. نتایج این پژوهش نشان داد که میزان LC50 در طی ۹۶ ساعت برابر با مقدار ۹۳۹۰ $\mu\text{g/L}$ بود و با افزایش مدت زمان مواجهه، این میزان به‌طور معنی‌داری کاهش یافت؛ موضوعی که بیانگر وابستگی سمیت DnBP به زمان تماس و احتمال افزایش انباشت زیستی این آلاینده در بافت‌های حساس ماهی است. ماهیان در معرض DnBP علائمی نظیر اختلالات تنفسی، افزایش تحرک غیرطبیعی، شنای نامتعادل، تجمع در کف مخزن، پرخونی آبشش‌ها، تشنج و تغییر رنگ بدن را نشان دادند؛ پاسخ‌هایی که بیانگر اثرگذاری مستقیم این آلاینده بر سیستم عصبی، فرآیندهای تنفسی و تعادل فیزیولوژیک آبزیان است. در این زمینه، Ahmadivand و همکاران (2016) نیز تایید کردند که مواجهه ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان با DEHP، موجب کاهش معنی‌دار گلبول‌های سفید و قرمز خون در این ماهی‌ها می‌شود؛ یافته‌هایی نشان دادند آزادسازی این ترکیبات پلاستیکی در محیط‌های آبی می‌تواند از طریق تضعیف سیستم ایمنی، سلامت و پایداری جمعیت‌های آبزیان را تحت تأثیر قرار دهد. Hasanzade و Meloundi (2018) نیز در مطالعه‌ای هم‌راستا، مشخص کردند که DEHP در مواجهه با جنین ماهی گورخری^{۱۵}، موجب بروز اثرات کشنده و ناهنجاری‌های تکوینی متعددی شامل مرگ و میر جنینی، اختلال در ضربان قلب، انحنای دم و بدشکلی ستون فقرات شد. همچنین با افزایش غلظت آلاینده و مدت زمان مواجهه، شدت سمیت و فراوانی ناهنجاری‌ها افزایش یافت که بیانگر پتانسیل بالای سمیت DEHP در مراحل اولیه رشد آبزیان است. Pour-Ahmadi و همکاران (2019) در مطالعه‌ای مشابه نشان دادند که استرهای اسید فتالیک می‌تواند اثرات قابل توجهی بر شاخص‌های فیزیولوژیک و ایمنی آبزیان بر جای بگذارند. مواجهه با DEHP در ماهی کپور معمولی^{۱۶}، سبب تغییرات معنی‌دار در الگوی پروتئینی و پروفیل اسیدهای آمینه موکوس پوست گردید؛ به‌طوری‌که تغییر در تراکم باندهای پروتئینی، ظهور باندهای جدید و دگرگونی ترکیبات اسیدهای آمینه، بیانگر اختلال در عملکرد سد دفاعی و پاسخ‌های ایمنی درون ماهی بود. همچنین افزایش برخی ترکیبات دفاعی نظیر لیزوزیم، نشان داد که فتالات‌ها می‌توانند تعادلات بیوشیمیایی موکوس^{۱۷} تحت تأثیر قرار داده و موجب بروز تنش فیزیولوژیک در آبزیان شوند. در دیگر مطالعه بر روی ماهی طلایی^{۱۸}، مواجهه با دی‌اتیل فتالات (DEP) موجب افزایش شاخص‌های استرس اکسیداتیو و آسیب کبدی شد. نتایج این پژوهش نشان داد که DEP با القای استرس اکسیداتیو و ناپایداری غشاهای سلولی، می‌تواند عملکرد کبد آبزیان را مختل کرده و سلامت فیزیولوژیک آن‌ها را تحت تأثیر قرار دهد (Arabi et al., 2022). در مطالعه‌ای متفاوت، Zare و همکاران (2008) بر روی اثرات DEHP بر سیستم تولیدمثلی موش‌های نر، شواهد محکمی از پتانسیل بالای این آلاینده به‌عنوان یک مختل‌کننده غدد درون‌ریز و عامل آسیب‌زای تولیدمثلی ارائه دادند. یافته‌های این مطالعه حاکی از آن بود که DEHP با تأثیر بر سلول‌های سرتولی و لیدیگ، القای استرس اکسیداتیو، اختلال در متابولیسم انرژی سلولی و برهم‌زدن تعادل هورمونی، می‌تواند **فرآیند اسپرماتوژنز**^{۱۹} را در سطوح مختلف تحت تأثیر قرار دهد. در همین زمینه، Dorostghoal و همکاران (2012) هم بیان کردند که مواجهه مادری موش‌های ویستار^{۲۰} با DEHP در دوران بارداری و شیردهی، موجب کاهش معنی‌دار وزن و حجم بیضه، کاهش قطر **توبول‌های سمنیفرس**^{۲۱}، افت تراکم اسپرم و افزایش ناهنجاری‌های مورفولوژیک اسپرم در فرزندان نر این موش‌ها شد. این اثرات به‌صورت وابسته به دوز بوده و تا دوره پس‌بلوغ نیز تداوم داشتند؛ موضوعی که بیانگر پتانسیل DEHP در ایجاد

¹ <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4
¹ <i>Di-n-butyl phthalate</i>	5
¹ <i>Danio rerio</i>	6
¹ <i>Cyprinus carpio</i>	7
¹ <i>Mucus</i>	8
¹ <i>Carassius auratus</i>	9

² فرایند تولید و تکامل سلول‌های اسپرم در بیضه

² *Wistar rats*

² لوله‌های ریز و پیچ‌خورده درون بیضه که محل اصلی تولید اسپرم هستند

اختلالات پایدار در فرآیند اسپرماتوژنز و تکامل سیستم تولیدمثل است. Matin-Manesh و همکاران (2025) نیز در مواجهه موش‌های نر NMRI با DEHP، به تأثیرات و نتایج یکسانی دست یافتند. همچنین بررسی‌های انجام‌شده از دی‌متیل فتالات بیان‌گر این بود که این ترکیب، علاوه بر کاربرد گسترده به‌عنوان دافع حشرات، می‌تواند بر فرآیندهای رفتاری و فیزیولوژیکی گونه‌های هدف اثرگذار باشد. نتایج حاصل از مواجهه گونه‌های پشه ناقل بیماری از جمله *Anopheles stephensi* و *Culex pipiens* با DMP حاکی از آن بود که این ماده با ایجاد اختلال در رفتار تغذیه، فرود و گزش، الگوهای طبیعی فعالیت حشرات را تغییر می‌دهد. این نتایج نشان‌گر این هستند که ترکیبات فتالاتی قادرند مسیرهای حسی و پاسخ‌های فیزیولوژیک بندپایان و حشرات را هم تحت تأثیر قرار دهند.

اکنون پس از مرور اثرات فتالات‌ها بر گونه‌های غیرانسانی، به تأثیرات آن بر سلامت انسان‌ها می‌پردازیم. شواهد مطالعات علمی بیان‌گر این هستند که این ترکیبات از مسیرهای متعددی وارد بدن انسان‌ها می‌شوند و پیامدهای زیان‌باری بر سلامت تحمیل می‌کنند (Abtahi et al., 2019). در این راستا، شکل تکمیلی ۳ به بیان منابع موجود و مسیرهای مواجهه انسانی با فتالات‌ها می‌پردازد. برجسته‌ترین ویژگی زیان‌بار فتالات‌ها در مواجهه و تماس با انسان‌ها، عملکرد آن‌ها به‌عنوان مختل‌کننده غدد درون‌ریز است؛ به‌گونه‌ای که با اتصال به گیرنده‌های هورمونی و مداخله در مسیرهای تنظیمی، تعادل هورمونی بدن را برهم می‌زنند (Qian et al., 2020). یافته‌های اپیدمیولوژیک^۲ مواجهه با این آلاینده‌ها را با پیامدهایی نظیر چاقی، اضافه وزن، آسم، مقاومت به انسولین، بلوغ زودرس و اختلالات رشد مرتبط دانسته‌اند (Arrigo et al., 2023). در این میان، دوران جنینی، و نوزادی به دلیل سرعت بالای تکوین و حساسیت بافتی، آسیب‌پذیرترین بازه‌های سنی در برابر این ترکیبات محسوب می‌شوند و مواجهه در این مقاطع، می‌تواند اثرات بلندمدت و حیاتی بر سلامت افراد، به ویژه در بزرگسالی باقی‌گذارد (Jurewicz & Hanke, 2011). افزون بر تأثیرات هورمونی، فتالات‌ها می‌توانند کارکرد طبیعی سلول‌های خونی را نیز مختل سازند. شواهد گویای آن است که این ترکیبات با نفوذ به غشای گلبول‌های قرمز، ساختار و عملکرد هموگلوبین را تغییر می‌دهند. این فرایند از راه القای استرس اکسیداتیو، افزایش گونه‌های فعال اکسیژن و تضعیف سامانه‌های آنتی‌اکسیدانی به آسیب سلولی می‌انجامد و همولیز و کاهش طول عمر گلبول‌های قرمز را در پی دارد (Chi et al., 2021). اندام و دستگاه تولیدمثل نیز از مقاصد اصلی مخاطرات مواجهه با فتالات‌ها به‌شمار می‌رود. در مردان، مواجهه با این ترکیبات با کاهش تولید تستوسترون^۴ اختلال در عملکرد سلول‌های سرتولی و لیدیگ، افت تعداد و تحرک اسپرم و افزایش ناهنجاری‌های اسپرم همراه بوده است (Caporossi et al., 2020; Yang et al., 2023)؛ همچنین برخی پژوهش‌ها، میان غلظت بالاتر متابولیت‌های فتالات و ناباروری در مردان ارتباط یافته‌اند. در زنان، این مواد با بروز بلوغ زودرس، سندرم تخمدان پلی‌کیستیک^۵ اختلال در ترشح هورمون‌های جنسی و عوارض بارداری نظیر پره‌اکلامسی^۶ توکسمی و کم‌خونی پیوند خورده‌اند (Schmidt et al., 2012). شواهد دیگر مطالعات نیز همچنین نشان می‌دهند که مواجهه جنینی با فتالات‌ها می‌تواند تکامل دستگاه تناسلی را دچار اختلال کند و ناهنجاری‌هایی مانند کریپتورکیدیسم و هیپوسپادیاس را پدید آورد (Mu et al., 2015). بنابراین، با توجه به پیامدهای نامطلوبی که این ترکیبات برای سلامت انسان و زیست‌بوم‌ها به همراه دارند، دیگر نمی‌توان تصمیمات مواجهه با آن‌ها را تنها از مسیرهای مقطعی و گذرا اتخاذ کرد. آنچه امروز ضرورت دارد، مجموعه‌ای از راهکارهای مکمل است؛ از یک سو بازنگری در فرایندهای تولید و اعمال محدودیت‌های پیشگیرانه جهت کاهش ورود فتالات‌ها به چرخه مصرف و از سوی دیگر، توسعه و به‌کارگیری روش‌های پالایشی مؤثر برای حذف و کاهش این آلاینده‌ها از منابع آلوده. از این‌رو، ارزیابی فناوری‌های حذف و پالایش فتالات‌ها، به‌عنوان بخشی حیاتی از مدیریت مخاطرات این ترکیبات، اهمیت حیاتی و فراوانی یافته است.

حاصل از مطالعات جمعیتی که ارتباط میان مواجهه با آلاینده‌ها و پیامدهای سلامت را در انسان بررسی می‌کنند

2 Testosterone 4

2 Polycystic ovary 5

2 عارضه‌ای در دوران بارداری که معمولاً با افزایش فشار خون و علائم آسیب به اندام‌ها، به‌ویژه کلیه‌ها، همراه است : Preeclampsia

رویکردهای حذف فتالات‌ها از بسترهای آلوده

گسترش فزاینده مصارف استرهای فتالات در طیف وسیعی از صنایع و انتشار پیوسته آن‌ها به محیط زیست، این ترکیبات را در زمره شاخص‌ترین آلاینده‌های آلی نوظهور در اکوسیستم‌های آبی و خاکی قرار داده است (Feng et al., 2025). هرچند سازوکارهای تضعیف طبیعی^{۲۷} آلوده‌ای در تعدیل غلظت فتالات‌ها در محیط نقش ایفا می‌کنند، اما سینتیک کند و ظرفیت محدود این فرایندها، به‌تنهایی برای رویارویی با نرخ بالای بارگذاری این آلاینده‌ها کفایت نمی‌کند. در پاسخ به این نارسایی، در دهه‌های اخیر شاهد توسعه فناوری‌های متعدد فیزیکی، شیمیایی و زیستی، جهت حذف و کاهش این ترکیبات بودیم که این روش‌ها بسته به سناریوهای خاص مقابله، هر یک از مزایا و معایب برخوردار هستند که اطلاع از آن‌ها، ضرورت و سهولت در انتخاب این رویکردها را در پی خواهد داشت. این فرایندها، در دو دسته **غیرزیستی**^{۲۸} و **زیستی**^{۲۹} طبقه‌بندی و معرفی می‌شوند.

راهکارهای حذف و پاکسازی غیرزیستی فتالات‌ها

راهبردهای بالابش غیرزیستی، اعم از فیزیکی و شیمیایی، عمدتاً برای تصفیه فاضلاب به‌کار گرفته شده‌اند و کارایی آن‌ها در کنترل آلودگی‌های ناشی از فتالات‌ها به دفعات به اثبات رسیده است (Das et al., 2021; Wang et al., 2017a). روش‌های فیزیکی، بر جداسازی یا انتقال آلاینده از فاز دیگری استوار هستند و اغلب در صورت استفاده به تنهایی، بدون ایجاد تغییراتی اساسی در ساختار شیمیایی ترکیبات عمل پاکسازی را انجام می‌دهند. این رویکردها به دلیل سادگی بهره‌برداری، قابلیت مقیاس‌پذیری و راندمان نسبتاً بالا، به عنوان پیش‌تصفیه یا بخشی از سامانه‌های هیبریدی پاکسازی مورد استفاده قرار می‌گیرند (Gani et al., 2017). در مقابل، رویکردهای شیمیایی بر پایه تبدیل، اکسایش یا تجزیه ساختار مولکولی آلاینده‌ها استوار بوده و برخلاف روش‌های فیزیکی، صرفاً به انتقال آلاینده از یک فاز به فاز دیگر محدود نمی‌شوند (Dolatabadi & Ahmadzadeh, 2018). با وجود راندمان بالای این روش‌ها در معدنی‌سازی و کاهش سمیت آلاینده‌ها، کاربرد آن‌ها با محدودیت‌ها و چالش‌هایی نیز همراه است؛ مصرف قابل توجه مواد شیمیایی و انرژی، هزینه‌های عملیاتی نسبتاً بالا، حساسیت عملکردی به شرایط محیطی و به‌ویژه احتمال تشکیل فرآورده‌های میانی با آلاینده‌های ثانویه، از جمله مهم‌ترین معایب این فناوری‌ها به شمار می‌روند (Shariati et al., 2026). این رویکردها، اغلب از طریق فرایندهای متداول تصفیه نظیر شناورسازی، ته‌نشینی، جذب سطحی و انعقاد و لخته‌سازی صورت می‌گیرند. علاوه بر این، انواع مختلف **فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs)**^{۳۰} نیز در حذف فتالات‌ها نقش و تاثیر قابل توجهی دارند؛ از جمله این فناوری‌ها می‌توان به معدنی‌سازی فوتوشیمیایی^{۳۱} و اوزون‌زنی فوتوکاتالیستی^{۳۲} اشاره کرد. این فرایندها با تولید گونه‌های بسیار فعال اکسیدکننده، موجب شکستن ساختار مولکولی فتالات‌ها و تبدیل آن‌ها به ترکیبات ساده‌تر و کم‌خطرتر شده و از این طریق، کارایی حذف این آلاینده‌های آلی نوظهور را افزایش می‌دهند.

انعقاد و لخته‌سازی

مطالعات مختلفی آشکار ساختند که فرایندهای مبتنی بر انعقاد و لخته‌سازی می‌توانند در حذف فتالات‌ها از محیط‌های آلوده، نقش مؤثری ایفا کنند. در این زمینه، Zhang و Zhao (2020)، کارایی یک فلوکولانت پلیمری کاتیونی جدید را برای حذف دی‌متیل فتالات (DMP) از محیط‌های آبی بررسی کردند. نتایج نشان داد که فرآیند لخته‌سازی با استفاده از این پلیمر، قادر است در شرایط بهینه، تا ۹۶/۹ درصد از DMP را حذف کند. همچنین مقایسه عملکرد این فلوکولانت با

² Natural Attenuation	7
² Abiotic	8
² Biotic	9
³ AOPs: Advanced Oxidation Processes	
³ Photochemical Mineralization	1
³ Photocatalytic Ozonation	2

منعقدکننده‌ها و فلوکولانت‌های متداول نظیر پلی‌آکریل‌امید (PAM)، پلی‌آلومینیوم کلرید (PAC) و پلی‌فریک سولفات (PFS)، نشان داد که فلوکولانت سنتز شده دارای بالاترین راندمان حذف فتالات است. در مطالعه‌ای دیگر، Aziz و همکاران (2021)، کارایی فرآیند انعقاد و لخته‌سازی با استفاده از یک منعقدکننده زیستی استخراج‌شده از بذر *Dillenia indica* را برای حذف آلاینده‌های آلی پایدار از شیرابه محل دفن پسماند بررسی کردند. نتایج نشان داد که این منعقدکننده طبیعی قادر است بیسفنول و دی‌اتیل‌هگزیل فتالات (DEHP) را به‌ترتیب تا ۶۰ و ۵۵ درصد در شرایط بهینه حذف کند. افزون بر این، استفاده از منعقدکننده زیستی منجر به تولید حجم کمتری از لجن نسبت به آلوم شد که می‌تواند هزینه‌های مدیریت و دفع لجن را کاهش دهد.

فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته

فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (Advanced Oxidation Processes; AOPs) از مهم‌ترین فناوری‌های شیمیایی برای حذف آلاینده‌های آلی مقاوم از محیط‌های آبی به‌شمار می‌روند. این فناوری‌ها بر پایه تولیدات گونه‌های اکسیدکننده بسیار واکنش‌پذیر، به‌ویژه رادیکال هیدروکسیل ($\text{OH}^\bullet$)، عمل می‌کنند و قادرند ترکیبات آلی پیچیده و پایدار نظیر فتالات‌ها را به ترکیبات کم‌خطرتر و در مواردی به‌طور کامل، به دی‌اکسیدکربن، آب و نمک‌های معدنی تبدیل کنند. استفاده از ازن، پراکسید هیدروژن، تابش فرابنفش و انواع کاتالیست‌ها از رایج‌ترین رویکردهای مورد استفاده در این فرآیندها است (Amiri et al., 2023). در میان فناوری‌های مورد استفاده از اکسیداسیون پیشرفته، فرآیندهای فوتوشیمیایی و فوتوکاتالیستی بیشترین توجهات را به خود جلب کرده‌اند؛ این فرآیندها با استفاده از تابش فرابنفش، به‌تنهایی یا در ترکیب با اکسیدکننده‌هایی نظیر H_2O_2 و ازن، موجب تولید رادیکال‌های آزاد و تخریب ساختار مولکولی فتالات‌ها می‌شوند (Das et al., 2021).

Vaziri-Nejad و همکاران (2023)، حذف دی‌اتیل فتالات (DEP) را از محلول‌های آبی با استفاده از فرآیند اکسیداسیون پیشرفته ازن‌زنی کاتالیستی^۳ در حضور کربن فعال تهیه‌شده از چوب درخت اسکنیبل بررسی کردند. نتایج نشان داد که در شرایط بهینه شامل pH برابر ۶/۸، دوز ازن ۰/۸ میلی‌گرم بر دقیقه، زمان تماس ۳۰ دقیقه و مقدار کاتالیست ۰/۰۷۵ گرم، راندمان حذف DEP در فرآیند ازن‌زنی کاتالیستی به ۹۴ درصد رسید، در حالی که ازن‌زنی به‌تنهایی تنها ۶۰ درصد از آلاینده را حذف کرد. پژوهشگران نتیجه گرفتند که استفاده از کربن فعال به‌عنوان کاتالیست موجب افزایش تولید رادیکال‌های هیدروکسیل و در نتیجه بهبود چشمگیر تجزیه و حذف این آلاینده فتالاتی می‌شود.

فرآیند فنتون و فوتوفنتون نیز از مؤثرترین فناوری‌های اکسیداسیون پیشرفته برای تخریب فتالات‌ها محسوب می‌شوند. در این سامانه‌ها، واکنش میان یون‌های آهن و پراکسید هیدروژن منجر به تولید مقادیر زیادی رادیکال هیدروکسیل می‌شود که نقش اصلی را در اکسایش آلاینده‌ها ایفا می‌کنند. مطالعات انجام‌شده بر روی دی‌متیل فتالات (DMP) و دی‌اتیل فتالات (DEP) نشان داد که راندمان تخریب و معدنی‌سازی این ترکیبات در شرایط بهینه pH اسیدی، می‌تواند به بیش از ۸۰ تا ۹۵ درصد برسد. با این حال، وابستگی شدید به pH، مصرف مواد شیمیایی و تولید لجن‌های غنی از آهن از مهم‌ترین محدودیت‌های این فناوری به‌شمار می‌رود (Bensalah et al., 2019; Yang et al., 2020b).

از دیگر روش‌های فیزیکی-شیمیایی مورد استفاده در حذف، فناوری الکتروکینتیک است. این روش بر پایه اعمال میدان الکتریکی مستقیم و انتقال آلاینده‌ها از طریق فرآیندهایی نظیر الکترواسمز و الکترومهاجرت^۴ عمل می‌کند (Yang, 2019). فناوری الکتروکینتیک به دلیل قابلیت انتقال و جداسازی آلاینده‌ها در محیط‌های متخلخل، برای پاکسازی خاک‌ها، رسوبات و سایر محیط‌های آلوده مورد توجه قرار گرفته است. همچنین استفاده از مواد کمکی نظیر سورفکتانت‌ها و اصلاح‌کننده‌های شیمیایی می‌تواند کارایی این فرآیند را در حذف آلاینده‌های آلی مقاوم افزایش دهد. در این زمینه، Yang و همکاران (2015) حذف فتالات‌ها از رسوبات رودخانه Houjing در تایوان را با استفاده از فرایند تلفیقی الکتروکینتیک و

³ Catalytic ozonation as an advanced oxidation process

⁴ Electromigration

اکسیداسیون پیشرفته مبتنی بر پرسولفات فعال شده با نانو Fe_3O_4 بررسی کردند. در این مطالعه غلظت اولیه DnBP، DEHP و DiNP به ترتیب 2144 ng/g ، 1987 ng/g و 934 ng/g بود. نتایج نشان داد که پس از ۱۴ روز تیمار، راندمان حذف DnBP، DEHP و DiNP به ترتیب $93/87$ ، $53/87$ و بیش از $98/93$ درصد رسید. با افزایش زمان فرایند به ۲۸ روز، راندمان حذف این آلاینده‌ها به ترتیب به $97/92$ ، $68/79$ و بیش از $98/93$ درصد افزایش یافت که بیانگر کارایی بالایی فرایند در حذف فталات‌ها از رسوبات آلوده است. Fathali و Raeesi (2024) نیز پاکسازی خاک رسی آلوده به دی‌متیل فталات (DMP) را با استفاده از فناوری الکتروکینتیک مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که کارایی حذف آلاینده به نوع محلول کمکی مورد استفاده وابسته است؛ به طوری که در حضور محلول ۳ درصد Tween ۸۰، درصد پاکسازی DMP در مجاورت آند به $53/88$ درصد رسید، در حالی که این مقدار برای محلول $0/1$ مولار هیدروکسید سدیم (NaOH) برابر با $50/8$ درصد بود. همچنین میزان حذف آلاینده در نزدیکی کاتد کاهش یافت و برای Tween ۸۰ و NaOH به ترتیب $16/65$ و $23/36$ درصد گزارش شد. نتایج این پژوهش نشان داد که فرایند الکتروکینتیک، به ویژه در حضور سورفکتانت Tween ۸۰ می‌تواند به عنوان روش مؤثر برای پالایش خاک‌های آلوده به ترکیبات فталاتی مورد استفاده قرار گیرد.

فوتوکاتالیز ناهمگن مبتنی بر دی‌اکسید تیتانیوم (TiO_2) نیز به دلیل سمیت پایین، پایداری شیمیایی، هزینه کمتر و کارایی بالا در حذف آلاینده‌های آلی به عنوان یکی از پرکاربردترین فناوری‌های مورد استفاده برای حذف فталات‌ها شناخته می‌شود (Wang et al., 2019). مکانیسم اکسیداسیون فوتوکاتالیستی مبتنی بر TiO_2 با جذب تابش فرابنفش آغاز می‌شود و در اثر این تابش، الکترون‌ها از نوار ظرفیت، به نوار رسانش منتقل شده و در نتیجه این انتقال، زوج‌های الکترون حفره (electron-hole pairs) ایجاد می‌شوند (شکل تکمیلی ۴). مولکول‌های آب جذب‌شده بر سطح کاتالیست، با حفره‌های ایجادشده واکنش داده و یون‌های هیدروژن (H^+) و رادیکال‌های هیدروکسیل ($\text{OH}^\bullet$) را تولید می‌کنند. همچنین، برهم‌کنش الکترون‌ها با H^+ منجر به تشکیل رادیکال هیدروژن ($\text{H}^\bullet$) می‌شود. این گونه‌های فعال رادیکالی، با حمله به زنجیره‌های خطی و ساختار مولکولی استرهای فталات، فرایند تخریب اکسیداتیو آن‌ها را آغاز می‌کنند. در ادامه و پس از تشکیل چندین محصول حدواسط، این ترکیبات نهایتاً معدنی‌سازی می‌شوند (You et al., 2018). با وجود راندمان بالایی فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته در حذف فталات‌ها، چالش‌هایی نظیر مصرف انرژی، هزینه‌های بالای بهره‌برداری، نیاز به کنترل دقیق شرایط عملیاتی و احتمال تشکیل فرآورده‌های میانی با سمیت بالقوه، همچنان از مهم‌ترین محدودیت‌های توسعه و کاربرد گسترده این فناوری‌ها به شمار می‌روند. افزون بر این، عملکرد بسیاری از این فرآیندها به ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی ماتریس آلوده، غلظت آلاینده‌ها و حضور دیگر ترکیبات وابسته است که می‌تواند بارده حذف را در شرایط واقعی محیطی کاهش دهد. از سوی دیگر، وابستگی برخی فناوری‌های اکسیداسیون پیشرفته به مصرف مواد شیمیایی و یا انرژی الکتریکی، ضرورت توسعه راهکارهایی با پایداری بیشتر و هزینه عملیاتی کمتر را برجسته ساخته است. از این رو، ادغام این فناوری‌ها با سامانه‌های زیستی، به عنوان یکی از امیدبخش‌ترین رویکردها برای بهره‌گیری همزمان از ظرفیت اکسیداسیون مؤثر و زیست‌تجزیه پایدار، مورد توجه گسترده قرار گرفته است. چنین سامانه‌های هیبریدی می‌توانند مسیر دستیابی به فناوری‌های پاکسازی پایدار، مقرون به صرفه و سازگار با محیط‌زیست را هموار سازند.

فرآیندهای جذب سطحی

جذب سطحی^{۳۵} یکی از متداول‌ترین رویکردهای فیزیکی مورد استفاده برای حذف فталات‌ها از محیط‌های آبی محسوب می‌شود. ماهیت آب‌گریز فталات‌ها و تمایل آن‌ها به برهم‌کنش با سطوح غنی از کربن موجب شده است که جاذب‌هایی نظیر کربن فعال، بایوچار، نانولوله‌های کربنی، گرافن اکسید، پلیمرهای قالب مولکولی و نانو کامپوزیت‌های متخلخل، راندمان بسیار بالایی در حذف و کاهش این ترکیبات نشان دهند (Agilandeswari et al., 2024; Gao et al., 2026). کارایی رویکرد جذب سطحی در فталات‌ها به شدت تحت تأثیر قطبیت، اندازه مولکولی و ساختار شیمیایی آن‌ها قرار دارد و به طور

کلی، با افزایش اندازه مولکول، ظرفیت جذب نیز افزایش می‌یابد (Wang et al., 2024). همان‌گونه که در مقدمه بیان شد، ساختار شیمیایی این ترکیبات از طریق حضور گروه‌های عاملی مختلف، مشخص می‌گردد؛ از این‌رو، رفتار جذب آن‌ها می‌تواند در مقادیر مختلف pH متفاوت باشد؛ علاوه بر این، در بسیاری از موارد، فرایند جذب برگشت‌پذیر بوده و جاذب‌ها را می‌توان از طریق فرایند واجذب مناسب، احیا و مجدداً مورد استفاده قرار داد (Becky Miriyam et al., 2022).

در سال‌های اخیر، توسعه جاذب‌های ارزان‌قیمت و در دسترس برای حذف آلاینده‌های آلی، به یکی از محورهای اصلی این رویکرد تبدیل شده است. در این راستا، **پسماندهای کشاورزی و شهری**، محصولات جانبی و ضایعات صنعتی و همچنین مواد طبیعی مختلف به‌عنوان جاذب برای تصفیه فاضلاب‌های آلوده به استرهای فتالات مورد ارزیابی قرار گرفته‌اند (Dong et al., 2023). Chen و همکاران (2019)، حذف دی‌اتیل فتالات (DEP) را با استفاده از خاک رس اسمکتیت به‌عنوان جاذب بررسی کردند و نشان دادند که این ترکیب در سامانه واکنش و در pH برابر با ۷/۰، به‌طور مؤثر حذف می‌شود. Li و همکاران (2015) نیز جذب دی‌بوتیل فتالات (DBP) را توسط **مهره‌های کیتوزانی** اصلاح‌شده با وانیلین مطالعه کردند و این ماده را به‌عنوان جاذبی قدرتمند و مناسب و اقتصادی معرفی کردند.

راهکارهای حذف و پاکسازی زیستی فتالات‌ها

استرهای اسید فتالیک در محیط‌های طبیعی، از طریق مسیرهای زیستی و غیر زیستی دچار دگرگونی و تجزیه می‌شوند. فرایندهای غیرزیستی، که عمدتاً شامل فتولیز و هیدرولیز هستند، معمولاً از سرعت و کارایی اندکی برخوردارند و به‌تنهایی، نقش محدودی در حذف مؤثر این آلاینده‌ها ایفا می‌کنند؛ از این‌رو، سهم این مکانیسم‌ها در کاهش بار آلودگی فتالات‌ها در مقیاس‌های محیطی نسبتاً ناچیز تلقی می‌شود؛ در مقابل، زیست‌پالایی، به‌عنوان یکی از مهم‌ترین و کارآمدترین راهبردهای حذف فتالات‌ها از محیط‌های آلوده، به‌ویژه آب، خاک و رسوبات شناخته می‌شود (Benjamin et al., 2015). در این راستا، مطالعات متعددی نشان داده‌اند که طیف گسترده‌ای از میکروارگانیسم‌ها، به‌ویژه باکتری‌ها و در مقیاس کمتری از قارچ‌ها، مخمرها و جلبک‌ها، قادر به استفاده از فتالات‌ها به‌عنوان منابع کربن و انرژی بوده و آن‌ها را از طریق مسیرهای متابولیکی مختلف، تجزیه می‌سازند (Roccuzzo et al., 2021). این میکروارگانیسم‌ها، از زیستگاه‌های متنوع هواری و بی‌هواری قابل جداسازی هستند؛ با این حال، راندمان و سرعت تجزیه فتالات‌ها در شرایط هواری به‌مراتب بیشتر از محیط‌های بی‌هواری گزارش شده است، زیرا در سامانه‌های بی‌هواری، محدودیت پذیرنده‌های الکترونی و پیچیدگی مسیرهای متابولیکی، فرایند تخریب را کندتر و محدودیت‌های عملکردی بیشتری را در پی دارد (Pereyra-Camacho & Pardo, 2026). از این‌رو، اطلاع از شرایط و نوع مسیرهای تجزیه زیستی این ترکیبات توسط میکروارگانیسم‌ها در ماتریس‌های متفاوت زیست محیطی، امری حیاتی جهت استفاده از این رویکردها می‌باشند.

مسیرهای تجزیه زیستی فتالات‌ها

به‌طور کلی، تخریب و تجزیه زیستی فتالات‌ها شامل دو مرحله اصلی است: در مرحله نخست، تجزیه اولیه رخ داده که طی آن، دی‌استرهای فتالات (PDEs) به مونواسترهای فتالات (PMEs) و در نهایت به فتالیک اسید (PA) تبدیل می‌شوند؛ سپس در مرحله دوم، تجزیه نهایی رخ می‌دهد که در آن فتالیک اسید از طریق مسیرهای متابولیکی اختصاصی، به ترکیبات ساده و معدنی نظیر دی‌اکسید کربن و آب و همچنین در شرایط بی‌هواری، به متان تبدیل می‌شود (Boll et al., 2020).

مرحله تجزیه اولیه فتالات‌ها می‌تواند از طریق مکانیسم‌های مختلفی از جمله دی‌استریفیکاسیون،^{۳۸} اکسیداسیون^{۳۸} و تبادل استری^{۳۸} انجام شود. متداول‌ترین مسیر، دی‌استریفیکاسیون است که در آن، ابتدا یکی از زنجیره‌های آلکیلی حذف

³ Chitosan beads	6
³ De-esterification	7
³ β -oxidation	8
³ Trans-esterification	9

و مونواسترهای فتالات تشکیل می‌شوند؛ سپس با حذف کامل گروه‌های استری، فتالیک اسید به‌عنوان متابولیت مرکزی تولید می‌گردد. این مسیر در هر دو شرایط هوازی و بی‌هوازی مشاهده شده و در طیف گسترده و متنوعی از میکروارگانیسم‌ها نیز گزارش گردیده است (Gao et al., 2016). برخی مسیرهای متفاوتی هم برای تجزیه استرهای فتالیک اسید گزارش شده است؛ فتالات‌های با وزن مولکولی بیشتر و طول زنجیره بالاتر، از طریق اکسیداسیون بتا به فتالیک اسید تبدیل می‌شوند (Amir et al., 2005; Wu et al., 2010). به‌عنوان نمونه، طی تجزیه DOP توسط جدایه JDC-2، *Gordonia sp.*، BOP، DBP و DEP به عنوان مواد حد واسط شناسایی شدند که این امر، بیانگر این است که تجزیه DOP از مسیر اکسیداسیون و حذف گروه اتیل در هر مرحله صورت گرفته است (Wu et al., 2010). همچنین استرهای فتالیک اسید با طول زنجیره کمتر مانند DEP و DMP می‌توانند مستقیماً به فتالیک اسید تبدیل شوند (شکل تکمیلی ۵) (Gao & Wen, 2016; Liang et al., 2008). مسیر تجزیه فتالیک اسید در شرایط هوازی و بی‌هوازی تفاوت‌های بنیادینی دارد. در شرایط هوازی، تجزیه فتالیک اسید با عملکرد آنزیم‌های دی‌اکسیژناز آغاز شده و بسته به ویژگی‌های فیزیولوژیکی میکروارگانیسم، از مسیرهای متفاوتی پیروی می‌کند (شکل تکمیلی ۶). در باکتری‌های گرم منفی، فتالیک اسید ابتدا به *cis*-4,5-dihydroxyphthalate و سپس به 4,5-dihydroxyphthalate تبدیل شده و در ادامه، از طریق واکنش کربوکسیل‌زدایی به پروتوکتکوئیت تبدیل می‌شود. در مقابل، در باکتری‌های گرم مثبت این فرآیند از طریق تشکیل *cis*-3,4-dihydro-3,4-dihydroxyphthalate و سپس ۳,۴-dihydroxyphthalate صورت گرفته و نهایتاً به تولید پروتوکتکوئیت منجر می‌گردد. پروتوکتکوئیت از طریق شکسته شدن پیوند ارتو یا متا به کمک آنزیم‌های شکننده حلقه‌های آروماتیک به اسیدهای آلی تبدیل شده و این اسیدها وارد چرخه تری کربوکسیلیک اسید (TCA) می‌شوند. این محصول نیز در نهایت به دی‌اکسید کربن و آب تجزیه می‌شود (Gao & Wen, 2016). در شرایط بی‌هوازی، مسیر آغازین تجزیه استرهای فتالیک اسید یعنی تبدیل استرهای فتالیک اسید به فتالیک اسید (دی‌استریفیکاسیون)، نظیر با شرایط هوازی می‌باشد. مونواسترها و فتالیک اسید، متابولیت‌های اصلی حاصل از تجزیه فتالات‌ها می‌باشند. مرحله تجزیه فتالیک اسید، به‌عنوان محدود کننده‌ترین مرحله در تجزیه استرهای فتالیک اسید در شرایط بی‌هوازی شناخته می‌شود. فتالیک اسید از طریق کربوکسیل‌زدایی به بنزوات تبدیل می‌شود. بنزوات نیز از طریق شکست پیوندها به دی‌اکسید کربن، هیدروژن و استات تبدیل می‌شود. در نهایت استات هم به محصول نهایی تجزیه یعنی متان تبدیل می‌گردد (Liang et al., 2008).

آنزیم‌های مسئول در تجزیه زیستی استرهای اسید فتالیک

تجزیه هوازی فتالات‌ها به‌واسطه میکروارگانیسم‌ها، در مطالعات متعددی به اثبات رسیده است (Liang et al., 2026; Shariati et al., 2022a; Tang et al., 2026). این فرایند شامل چندین آنزیم کلیدی مانند اکسیژنازها، هیدرولازها، دهیدروژنازها، و دکربوکسیلازها می‌باشد (Xu et al., 2017). نخستین مرحله تجزیه استرهای اسید فتالیک، هیدرولیز متوالی پیوندهای استری به‌وسیله هیدرولازها یا استرازها^{۴۱} می‌باشد که ابتدا به تشکیل مونواسترهای فتالیک اسید و سپس به آزادسازی فتالیک اسید منجر می‌شود. برخی از این استرازها اختصاصیت سوبسترای بالایی دارند، درحالی‌که گروهی دیگر قادرند طیف گسترده‌ای از استرهای فتالیک اسید با طول‌های متفاوت زنجیره آلکیلی را هیدرولیز کنند. انتقال فتالیک اسید و ترکیبات واسطه آن به داخل سلول نیز به‌وسیله پروتئین‌های انتقال‌دهنده غشایی و از طریق سامانه‌های اختصاصی انتقال غشایی انجام می‌شود. این آنزیم‌ها که متعلق به خانواده بزرگ پروتئین‌های انتقال‌دهنده هستند، تحت عنوان پریمازها^{۴۲} شناخته می‌شوند. در ادامه، هیدروکسیلاسیون حلقه آروماتیک که یکی از مراحل کلیدی مسیر تجزیه محسوب می‌شود و عمدتاً با فعالیت فتالات دی‌اکسیژناز^{۴۳} صورت می‌گیرد (Gao & Wen, 2016; Vamsee-Krishna et al., 2006). کارایی

⁴ Protocatechuate 0

⁴ - Esterases 1

⁴ - Permeases 2

⁴ - Phthalate dioxygenase 3

این مسیر آنزیمی به ویژگی‌های ساختاری فتالات‌ها، به‌ویژه طول و شاخه‌داربودن زنجیره‌های آلکیلی، وابسته است؛ زیرا این ویژگی‌ها بر دسترس‌پذیری زیستی ترکیبات و اختصاصیت سوبسترای استرازا اثر می‌گذارند. افزون بر این، ژن‌های رمزکننده آنزیم‌های تجزیه‌کننده و انتقال‌دهنده‌های غشایی ممکن است به‌صورت خوشه‌های ژنی سازمان یابند و بیان آن‌ها در حضور فتالات یا حدواسط‌های حاصل از تجزیه القا شود. از این‌رو، ظرفیت تجزیه هوازی فتالات‌ها نه‌تنها به حضور آنزیم‌های کلیدی، بلکه به تنظیم هماهنگ انتقال سوبسترا، بیان ژن‌های کاتابولیکی و تأمین اکسیژن و کوفاکتورهای احیاکننده وابسته است.

تجزیه و حذف استرهای فتالیک اسید با استفاده از باکتری‌ها

همان‌گونه که در بخش‌های پیشین اشاره شد، در سطوح جهانی مطالعات گسترده‌ای درباب کاربرد **مجموعه‌های میکروبی** و سویه‌های منفرد میکروبی در حذف و تجزیه زیستی استرهای اسید فتالیک انجام شده است. این پژوهش‌ها نشان می‌دهند که میکروارگانیسم‌ها، چه به‌صورت اجتماعات میکروبی و چه در قالب تک‌سویه‌های تخصص‌یافته، نقش قابل‌توجهی در کاهش بار آلودگی ناشی از این ترکیبات در محیط‌های مختلف ایفا می‌کنند.

Kleerebezem (1999) در مطالعه‌ای، تجزیه فتالات‌ها را در لجن و توسط یک **مجموعه میکروبی متانوژنیک**، تحت شرایط بی‌هوازی بررسی کرد. نتایج این پژوهش نشان داد که سرعت تجزیه در چنین شرایطی نسبتاً پایین بود و به مقدار مایه تلقیح مصرفی وابسته است. در این مطالعه، ایزومرهای اورتوفتالیک اسید، ترفتالیک اسید و ایزوفتالیک اسید برای غنی‌سازی **مجموعه میکروبی** به‌کار گرفته شدند. سرعت تجزیه این ایزومرها توسط **مجموعه میکروبی** مذکور، به ترتیب برابر با اورتوفتالیک اسید < ترفتالیک اسید < ایزوفتالیک اسید گزارش شد. Qiu و همکاران (2006) نیز گزارش کردند که دو سویه *Pelotomaculum isophthalicum* sp. nov. و *Pelotomaculum terephthalicum* sp. nov. در کشت مخلوط با *Methanospirillum hungatei*، توانایی تجزیه تمامی ایزومرهای فتالیک اسید را تحت شرایط احیای سولفات دارند. Wu و همکاران (2010) هم گزارش کردند که ترکیب دو سویه *Gordonia* sp. JDC-2 و *Arthrobacter* sp. JDC-32، قادر به تجزیه دی‌اکتیل فتالات (DOP) پس از ۴۸ ساعت می‌باشد.

Wang و همکاران (2017b) در مطالعه خود **مجموعه میکروبی** LV-1 را از لجن رودخانه جداسازی کردند. این **مجموعه** شامل خانواده‌های *Brucellaceae* (۶۲/۷۸٪) و *Sinobacteraceae* (۱۴/۸۳٪) و جنس‌های *Brucella* sp. (۶۲/۷۸٪) و *Sinobacter* sp. (۱۴/۸۳٪) بود. تحت شرایط بهینه (pH=۶، دمای ۳۰ درجه سلسیوس) در غلظت کمتر از ۳۰۰۰۰۰ µg/L دی‌بوتیل فتالات، سنتتیک تجزیه دی‌بوتیل فتالات توسط این باکتری از معادله سنتتیک درجه اول تبعیت می‌کرد. همچنین وجود کادمیوم، کروم و روی در هر غلظتی مانع تجزیه دی‌بوتیل فتالات شد ولی غلظت کم مس، منگنز و سرب تجزیه زیستی DBP را افزایش داد. فتالیک اسید (PA) و منو بوتیل فتالات (MBP) به عنوان متابولیت‌های حاصل از تجزیه DBP توسط این **مجموعه شناسایی** شدند. Li و همکاران (2018) نیز **مجموعه میکروبی** مقاوم به شوری LF را با توانایی تجزیه DEHP را از لجن فعال جداسازی کردند. گونه‌های غالب این **مجموعه** شامل *Gordonia* sp. (۵۴/۹۳٪)، *Rhodococcus* sp. (۹/۹۲٪) و *Achromobacter* sp. (۸/۴۷٪) بود و این **مجموعه** توانست ۹۳/۴۸٪ DEHP (۱۰۰۰۰۰۰ µg/L) را در دمای ۳۰ درجه سلسیوس و pH=۷ پس از ۷۲ ساعت تجزیه نماید. متابولیت‌های حاصل از تجزیه شامل مونو اتیل هگزیل فتالات (MEHP)، مونو هگزیل فتالات (MHP)، مونو بوتیل فتالات (MBP) با استفاده از دستگاه GC-MS شناسایی و گزارش شدند؛ همچنین این **مجموعه** توانایی استفاده از سایر فتالات‌ها شامل دی‌متیل فتالات (DMP)، دی‌بوتیل فتالات (DBP)، دی‌اتیل فتالات (DEP)، دی‌اکتیل فتالات (DOP) و فتالیک اسید (PA) را دارا بود. در زمینه تجزیه استرهای اسید فتالیک توسط **تک‌سویه‌های باکتریایی** در شرایط هوازی، اغلب سویه‌های جداسازی شده توانایی تجزیه DMP و DEP که فتالات‌های با وزن مولکولی کمتری شناخته می‌شوند را داشتند؛ اگرچه هر یک از سویه‌های میکروبی جداسازی

شده توانایی تجزیه و مصرف انواع گونه‌های فتالات را به عنوان منبع کربن داشتند ولی در تجزیه گونه خاصی از استرهای اسید فتالیک نظیر DEHP، DBP و یا DOP، توانمندتر بودند و به‌طور اختصاصی عمل می‌کردند. Kou و همکاران (2023) از یک **مجموعه** باکتریایی جدید با نام K1 که از خاک‌های کشاورزی تحت پوشش طولانی مدت مالچ پلاستیکی جداسازی شده بود، برای زیست‌پالایی DEHP استفاده کردند. آنالیز توالی‌یابی ۱۶S Rrna نشان داد که این **مجموعه** عمدتاً از یک باکتری ناشناخته از خانواده *Comamonadaceae*، *Achromobacter* و *Pseudomonas* تشکیل شده است. همچنین، برای نخستین بار نقش یک باکتری ناشناخته از خانواده *Comamonadaceae* در تجزیه DEHP گزارش شد. این یافته‌ها نشان داد که این **مجموعه**، در شرایط بهینه (۳۱/۴ درجه سلسیوس، pH=۷/۳ و غلظت اولیه ۴۲۰۰۰۰ µg/L DEHP) بیش از ۹۹٪ از این آلاینده را طی ۷۲ ساعت تجزیه کرد.

بررسی نتایج پژوهش‌های مرتبط، بیانگر توانایی سویه‌های *Rhodococcus* sp. HS-، *Gordonia* sp. MTCC 4818، *Arthrobacter* C21، *Deinococcus radiodurans* و *Acinetobacter* در تجزیه BBP و سویه‌های *Arthrobacter* D2، *Acinetobacter* sp. LMB-، *Rhizobium* sp. LMB-1، *Methylobacillus* sp. V29b، *Achromobacter* sp. W-1، *Providencia* sp. 2 D، *Arthrobacter* ZH2 و *Pseudomonas* sp. V21b در تجزیه DBP بودند (Kumar & Maitra، 2017؛ Zhang & Choudhury، 2017؛ Yue et al.، 2017؛ Yang et al.، 2013؛ 2016). در این زمینه، Feng و همکاران (2018) نیز در مطالعه خود بیان کردند که سویه *Bacillus megaterium* YJB3 موفق به تجزیه ۸۲/۵ درصد از ۱۰۰۰۰۰ µg/L DBP طی ۵ روز بود. Mondal و همکاران (2025) از سویه باکتریایی *Paenarthrobacter* sp. PH1 که از محل دفن پسماندهای شهری در چنای هند جداسازی شده بود، برای زیست‌پالایی فتالات‌های با جرم مولکولی پایین شامل دی‌ایزوبوتیل فتالات (DIBP)، دی‌اتیل فتالات (DEP) و دی‌متیل فتالات (DMP) استفاده کردند. نتایج نشان داد که این سویه در شرایط بهینه کشت (۲۸ درجه سلسیوس، pH=۷/۰ و ۱۸۰ دور بر دقیقه) توانست ۱۰۰۰۰۰ µg/L از DIBP، DEP و DMP را به‌ترتیب طی ۲۴، ۴۸ و ۶۰ ساعت به‌طور کامل تجزیه کند. همچنین، در شرایطی که مخلوطی از این سه فتالات به‌عنوان تنها منبع کربن مورد استفاده قرار گرفت، تمامی آلاینده‌ها طی ۷۲ ساعت به‌طور کامل حذف شدند.

در مواجهه با DEHP، پرمصرف‌ترین نرم‌کننده پلاستیکی جهان و ایزومر آن DOP که جز سخت‌تجزیه پذیرترین فتالات‌ها و آلاینده‌های موجود در طبیعت می‌باشند، تنها تعدادی محدودی از میکروارگانیسم‌ها توانایی تجزیه آن‌ها را دارند. سویه‌های *Microbacterium* sp. CQ0110Y، *Gordonia* sp. P8219، *Mycobacterium* sp. NK0301، *Rhodococcus* sp. HS-NH1، *Gordonia* sp. Dop5، *Arthrobacter* C21 و *Achromobacter* *denitrificans* SP1 به عنوان سویه‌های توانمند در تجزیه DEHP معرفی شده‌اند (Nishioka et al.، 2006؛ Quan et al.، 2018؛ Yang et al.، 2013؛ Sarkar et al.، 2005). در این راستا، Jun و همکاران (2015) گزارش کردند که سویه *Rhodococcus* sp. WJ4 جداسازی شده از خاک، در شرایط بهینه و تلقیح ۱ درصد، توانست ۹۶/۴ درصد از DEHP با غلظت اولیه ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر را طی ۱۶۸ ساعت تجزیه کند. این یافته، نقش مهم گونه‌های متعلق به جنس *Rhodococcus* را در حذف فتالات‌های با جرم مولکولی بالا تأیید می‌کند. Benjamin و همکاران (2016) نیز گزارش کردند باکتری *Achromobacter denitrificans* SP1 توانست ۱۶ استر فتالیک را تجزیه کند. فتالات‌های با زنجیره‌های طول‌تر (۱۰ میلی مولار در ۴۸ ساعت) در مقایسه با فتالات‌های دارای ساختمان حلقوی (۵ میلی مولار در ۴۸ ساعت) از سرعت تجزیه بالاتری برخوردار بودند. همچنین این باکتری در حضور برخی از استرهای اسید فتالیک مانند دی‌اتیل هگزیل فتالات، دی‌اکتیل فتالات، دی‌بوتیل فتالات، بوتیل بنزیل فتالات، و دی‌متیل فتالات، رنگدانه‌های صورتی مایل به قرمز تولید کرد. مسیر تجزیه استرهای فتالیک اسید به صورت استرهای فتالات، منو استرهای فتالات، فتالیک اسید، پروتوکتکوئیت و چرخه تری کربوکسیلیک اسید بیان شد. Zhao و همکاران (۲۰۱۶) از سویه *Agromyces* sp. MT-0 در زیست‌پالایی DEHP بهره گرفتند. نتایج پژوهش نشان داد در شرایط رشد بهینه (pH=۷/۲ دما ۲۹/۶ درجه سلسیوس و

($OD_{600}=0.2$) این باکتری ۹۰ درصد DEHP با غلظت $200000 \mu\text{g/L}$ را تجزیه کرد. در غلظت‌های اولیه، منحنی تخریب دی اتیل هگزیل فتالات از مدل سینتیک درجه اول تبعیت می‌کند و نیمه‌عمر این ماده $2/92-0/83$ روز بود. نتایج آنالیز GC-MS نشان داد که قبل از اینکه دی اتیل هگزیل فتالات به صورت کامل تجزیه شود، ابتدا به مونو اتیل هگزیل فتالات و سپس فتالیک اسید تبدیل می‌شود. در نتیجه، تلقیح این باکتری در خاک‌های آلوده، منجر به افزایش حذف دی اتیل هگزیل فتالات از خاک می‌شود. Wang و همکاران (2018) نیز از نانوذرات $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{NH}_2$ و باکتری *Acinetobacter* sp. LMB-5 برای حذف استرهای اسید فتالیک استفاده کردند؛ نتایج این پژوهش نمایان ساخت که این سویه را می‌توان با ذرات مغناطیسی پوشش داد و بدین ترتیب، امکان جداسازی سریع از محلول را با بکارگیری یک نیروی مغناطیسی خارجی فراهم نمود. سلول‌های روکش‌دار شده در محدوده وسیعی از pH قابلیت سازگاری داشته و در برابر مواد سمی مقاومت بالا داشتند. وقتی دما تا ۶۰ درجه سلسیوس افزایش یافت سلول‌های روکش‌دار شده قابلیت تجزیه قابل توجهی از خود نشان دادند؛ طی تجزیه زیستی هیچ تغییری در متابولیت‌های اصلی بین سلول‌های آزاد و سلول‌های روکش‌دار شده مشخص نشد. Ebenau-Jehle و همکاران (2017) سویه‌های احیا کننده نیترات *Azoarcus*، *Thauera chlorobenzoica* 3CB-1، *Azoarcus buckelii* U120، *evansii* KB740 و *Aromatoleum Aromaticum* EbN1 را به عنوان باکتری‌های تجزیه کننده فتالات در شرایط بی‌هوازی معرفی کردند. Nahurira و همکاران (2017) بیان کردند سویه *Gordonia alkanivorans* YC-RL2 توانست ۹۹/۴٪ $800000 \mu\text{g/L}$ DEHP را طی ۷ روز تجزیه نماید. همچنین در مطالعات آتی، این باکتری موفق بود استرهای فتالیک اسید را در شرایط شوری و وجود فلزات سنگین تجزیه نماید (Nahurira et al., 2019). Zhao و همکاران (2018) تجزیه DEHP را توسط باکتری *Rhodococcus pyridinivorans* XB مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد این باکتری قادر بود تحت شرایط بهینه (دمای ۳۴ درجه سلسیوس، سائز مایه تلقیح $OD_{600}=0.6$ ، $\text{pH}=7/08$) ۹۸ درصد DEHP با غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر را تجزیه نماید. در غلظت اولیه ۵۰-۸۰۰ میلی‌گرم بر لیتر DEHP، تجزیه این استر از مدل سینتیک درجه اول تبعیت می‌کرد و نیمه‌عمر تجزیه DEHP متنوع و از ۵/۴۴ تا ۲۳/۵ ساعت بود. Yang و همکاران (2018) برای نخستین بار سویه باکتری *Rhodococcus ruber* YC-YT1 با توانایی مؤثر تجزیه DEHP و مقاومت بالا به شوری (۰-۱۲٪ کلرید سدیم) را از زباله‌های پلاستیکی آب شور ساحلی جدا کردند. این باکتری توانست ۹۶٪ کل غلظت DEHP (۵۰۰-۹۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) در شرایط ایتیم $\text{pH}=7$ ، دمای ۳۰ درجه سلسیوس) را در مدت ۷۲ ساعت تجزیه نماید. اگرچه زمانی که غلظت DEHP به ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر رسانیده شد، نرخ تجزیه به ۷۶٪ کاهش یافت. همچنین این باکتری توانست ۱۳ استر فتالیک اسید و برخی متابولیت‌های آن را تجزیه نمایند. توانایی این باکتری در تجزیه استرهای فتالیک اسید با وزن مولکولی بالاتر بهتر از استرهای با وزن مولکولی کمتر بود. Li و همکاران (۲۰۱۹) نیز سویه *Burkholderia pyrrocinia* B1213 را از خاک جداسازی کردند و نشان دادند که این باکتری در حضور ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر DEHP، با ۲ درصد مایه تلقیح و در حضور ۱ درصد عصاره مخمر، توانست طی ۱۴۴ ساعت، ۹۸/۰۵ درصد از آلاینده را تجزیه کند.

در مجموع، برآیند مطالعات انجام‌شده نشان می‌دهد که باکتری‌ها، چه در قالب **مجموعه‌های میکروبی** و چه به صورت سویه‌های منفرد تخصص‌یافته، از ظرفیت چشمگیری برای حذف و تجزیه زیستی استرهای اسید فتالیک در شرایط محیطی گوناگون برخوردارند. شواهد موجود حاکی از آن است که کارایی این فرایند نه تنها به ساختار شیمیایی و طول زنجیره آلکیل ترکیبات هدف وابسته است، بلکه به شرایط عملیاتی نظیر هوازی یا بی‌هوازی بودن محیط، نوع مایه تلقیح، برهم‌کنش‌های متابولیکی میان اعضای **مجموعه**، و حضور میکروارگانیسم‌های همیار نیز بستگی دارد. موفقیت برخی **مجموعه‌ها** و سویه‌های اختصاصی در تجزیه کامل یا مؤثر فتالات‌ها، به‌ویژه در غلظت‌های بالا، بیانگر آن است که زیست‌پالایی مبتنی بر باکتری‌ها می‌تواند به‌عنوان راهبردی امیدبخش، پایدار و قابل‌انکاس برای کاهش آلودگی ناشی از این آلاینده‌ها مورد توجه

قرار گیرد. از این رو، تمرکز بر شناسایی سویه‌های کارآمدتر، تبیین مسیرهای متابولیکی، و بهینه‌سازی شرایط فرایندی، الزامات کلیدی برای توسعه کاربردهای عملی این رویکرد در مقیاس محیطی و صنعتی به‌شمار می‌رود.

فرایند کمپوست‌سازی، روشی موثر در تجزیه فتالات‌ها

با توجه به توانایی کمپوست‌سازی بر تجزیه زیستی ترکیبات آلی، توجه پژوهشگران به استفاده از این فناوری برای تصفیه آلاینده‌های آلی مقاوم، از جمله نرم‌کننده‌های پلاستیکی بر پایه فتالات جلب شده‌است (Tran et al., 2023). تجزیه زیستی این آلاینده‌ها عمدتاً توسط جوامع میکروبی متنوع موجود در بسترهای کمپوست‌سازی صورت می‌گیرد. تجزیه زیستی کمپوست برای آلاینده‌های آلی تحت تأثیر نوع و میزان تنوع جامعه میکروبی، دما، اکسیژن، pH و دسترسی به مواد مغذی در مخلوط‌های کمپوستی قرار دارد (Ma et al., 2019). اکسیژن نیز به عنوان دیگر پارامتر مهم، نقشی حیاتی در تحریک تجزیه ساختار حلقه آروماتیک فتالات‌ها ایفا می‌کند، چرا که فعالیت سیستم‌های کلیدی آنزیمی مانند مونواکسیژناز، دی‌اکسیژناز و استرازا را افزایش می‌دهد (Lu et al., 2024). در طرف دیگر، شرایط بی‌هوازی، مسیرهای وابسته به اکسیژناز را سرکوب کرده و منجر به تجزیه ناقص PAEs و تجمع محصولات میانی یا مقاوم به تجزیه می‌شود، امری که سبب بروز چالش‌های عمده‌ای جهت حذف این آلاینده‌ها می‌شود (Yuan et al., 2023). مقدار بالای مواد آلی (OM) نیز منبع کربن فراوانی را به‌عنوان سوسترهای هم‌متابولیک و انرژی برای میکروارگانیسم‌های تجزیه‌کننده PAEs فراهم می‌کند که میتواند موجب افزایش تنوع جمعیت میکروبی و ارتقاء فرایند تجزیه PAEs گردد (Ramanayaka et al., 2023). مقدار نیتروژن کل (TN) نیز به‌طور مستقیم باعث گسترش جمعیت باکتری‌های تجزیه‌کننده PAEs و بیوسنتز آنزیم‌های مربوطه می‌شود (Zuo et al., 2024). علاوه بر این، کمپوست‌سازی با مجموعه‌ای از تغییرات فیزیکوشیمیایی پویا همراه است که نقش تعیین‌کننده‌ای در سرنوشت آلاینده‌های آلی در ماتریس کمپوست ایفا می‌کنند. برای مثال، دماهای بالا در مرحله ترموفیلیک می‌توانند با افزایش فراریت، به تبخیر بخشی از ترکیبات فرار و نیمه‌فرار منجر شوند (Lin et al., 2022). از این رو، کاهش غلظت فتالات‌ها در طی کمپوست‌سازی لزوماً تنها ناشی از تجزیه زیستی نیست، بلکه برهم‌کنش فرایندهای زیستی و فیزیکوشیمیایی به‌طور هم‌زمان در حذف این ترکیبات نقش دارند. فاز ترموفیلیک (گرمادوست) در طول فرایند کمپوست‌سازی، بالاترین دما را به همراه دارد. محصول نهایی این فرایند ماده‌ای شبیه به هوموس با بویی خاک‌مانند است. در این مرحله، دمای کمپوست مشابه با دمای محیط بوده و pH آن خنثی یا کمی قلیایی است (Wang et al., 2014). در طول فرایند کمپوست‌سازی، نرخ تجزیه زیستی در فاز ترموفیلیک به‌طور قابل‌توجهی بیشتر از سایر فازها نظیر مزوفیلیک (دمای متوسط)، سرد شدن و بلوغ است (Fu et al., 2013; Tran et al., 2023). در مطالعه‌ای با این موضوع، ۹۸٪ از ترکیب دی‌اکتیل ترفتالات (DOTP) در طی فرایند کمپوست‌سازی حذف شد که ۷۶٪ از این میزان تنها در فاز ترموفیلیک اتفاق افتاد (Tran et al., 2021). به‌طور مشابه، در مطالعه‌ای دیگر گزارش شد که فاز ترموفیلیک مسئول ۶۰٪ از تجزیه DEHP در مقایسه با کل حذف آن (۸۵٪) بوده‌است (Cheng et al., 2008). در مطالعه‌ای دیگر، در غلظت‌های بالای DEHP، آزمایش‌های کمپوست‌سازی با موفقیت برای ارزیابی فرایند تجزیه زیستی انجام شد. پس از ۳۵ روز انکوباسیون، راندمان تجزیه زیستی ۹۹٪ ثبت شد. آزمون جوانه‌زنی بذر برگ چینی *Brassica chinensis* L. نشان داد که نرخ جوانه‌زنی به‌طور معناداری به بیش از ۸۸٪ افزایش یافته‌است که با استاندارد کیفیت کمپوست‌های کشاورزی منطبق است. آنزیم‌های اصلی دخیل در این واکنش‌ها شامل دی‌اکسیژنازها، دهیدرونازها و دکربوکسیلازها هستند. در حالت کلی، دو عامل مسبب افزایش تجزیه در فاز ترموفیلیک شناخته می‌شوند. اولین عامل به دمای بالا (۵۵ تا ۷۰ درجه سانتی‌گراد) اختصاص دارد که رشد میکروارگانیسم‌ها به‌ویژه گونه‌های تجزیه‌کننده فتالات‌ها را تسریع می‌کند و دوم، در دمای بالا، ویسکوزیته فتالات‌ها کاهش می‌یابد که باعث بهبود نفوذ اکسیژن و افزایش تعامل بین فتالات‌ها و اجتماع میکروبی می‌شود (Tran et al., 2023). به طور کلی، کمپوست‌سازی هوازی (با محتوای اکسیژن بیش از ۱۰٪) نسبت به کمپوست‌سازی بی‌هوازی، کارایی بالاتری در حذف فتالات‌ها (PAEs) دارد و به زمان نگهداری کمتری نیاز دارد. به‌عنوان مثال، کمپوست‌سازی هوازی توانسته‌است

ترکیب DEHP را در مدت ۳۰ روز با راندمان ۹۱٪ تا ۹۷٪ حذف کند، در حالی که در کمپوست‌سازی بی‌هوازی، حذف DEHP تنها ۵۵٪ تا ۷۰٪ و آن هم پس از ۱۱۲ روز گزارش شده است (He et al., 2018). در مجموع، شواهد موجود نشان می‌دهد که کمپوست‌سازی یک راهبرد مؤثر و امیدبخش برای تجزیه فتالات‌ها است؛ زیرا این فرایند نه تنها حذف بالایی آلاینده را امکان‌پذیر می‌سازد، بلکه از طریق هم‌افزایی میان شرایط ترموفیلیک، فعالیت متنوع میکروبی و در صورت لزوم زیست‌افزایی، می‌تواند به تولید کمپوستی با کیفیت قابل قبول برای مصارف کشاورزی نیز منجر شود. با این حال، تفکیک سهم واقعی زیست‌تخریب از سایر سازوکارهای حذف مانند فراریت، جذب سطحی و تبدیل به متابولیت‌های میانی، همچنان یکی از نیازهای مهم پژوهشی در ارزیابی کارآمدی این فرایند به‌شمار می‌رود. در این راستا، در جدول تکمیلی ۳ به بیان نتایج مطالعات و پژوهش‌های ارزنده در این زمینه خواهیم پرداخت.

مطالعات صورت گرفته در زمینه تجزیه و حذف زیستی فتالات‌ها در ایران

علیرغم مطالعات گسترده در سطوح جهانی در زمینه حذف زیستی استرهای اسید فتالیک توسط سویه‌ها و مجموعه‌های میکروبی توانمند، متأسفانه مطالعات محدودی در این زمینه در کشور انجام شده و سویه‌های توانمند بومی اندکی نسبت به سایر کشورهای فعال در این زمینه جداسازی، شناسایی و معرفی شده‌اند. مطالعات انجام شده در زمینه حذف استرهای اسید فتالیک به روش زیستی در ایران را می‌توان در دو بخش حذف در راکتور زیستی و کمپوست و تجزیه به وسیله سویه های جداسازی و شناسایی شده بومی تقسیم کرد که در ادامه، به این مطالعات و دستاوردها اشاره خواهد شد.

حذف و تجزیه زیستی فتالات با استفاده از سویه‌های توانمند بومی جداسازی شده

علی‌رغم آنکه در دهه‌های اخیر، در سطح جهانی پژوهش‌های گسترده‌ای به جداسازی، شناسایی و ارزیابی عملکرد سویه‌های بومی و مجموعه‌های میکروبی تجزیه‌کننده فتالات‌ها در مناطق مختلف اختصاص یافته است، در ایران این حوزه پژوهشی هنوز در مراحل ابتدایی قرار دارد و تعداد مطالعات انجام شده بسیار محدود است. اغلب بررسی‌های داخلی تاکنون بر سنجش میزان آلودگی و توزیع فتالات‌ها در ماتریس‌های محیطی و فرآورده‌های مصرفی متمرکز بوده‌اند و در مقابل، پژوهش‌های مرتبط با کشف و معرفی میکروارگانیسم‌های بومی دارای توان زیست‌تجزیه این آلاینده‌ها، کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. این خلأ دانشی از آن جهت حائز اهمیت است که کارایی فرایندهای زیستی تا حد زیادی به ویژگی‌های فیزیولوژیک و متابولیکی سویه‌های بومی، سازگاری آن‌ها با شرایط محیطی محل، و توانایی آن‌ها در تحمل و مصرف آلاینده‌های هدف وابسته است. از این رو، مطالعات محدود انجام شده در ایران، با وجود تعداد اندک، از ارزش علمی و کاربردی بالایی برخوردارند و می‌توانند به عنوان مبنایی برای توسعه راهکارهای زیست‌پالایی بومی و مقیاس‌پذیر در آینده تلقی شوند. خلاصه این مطالعات در جدول ۲ ارائه شده است.

Shariati و همکاران (2021b) رسوبات ۹ ایستگاه از تالاب انزلی در شرایط غرقابی و در دمای ۳۰ درجه سانتیگراد با PAEs غنی‌سازی کردند. نتایج نشان داد که **مجموعه** An6 (حاوی دو باکتری قابل کشت با توانایی تجزیه فتالات، *Pseudomonas putida* سویه ShA (MN298858) و *Gordonia alkanivorans* سویه Sh6 (MK460262.1)) می‌تواند به ترتیب ۱۰۰، ۱۰۰، ۹۰/۵۷ و ۵۸/۷۳ درصد از مخلوطی از DMP، DEP، DBP و DEHP را در غلظت بالا (هر کدام ۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر) تجزیه زیستی کنند. تجزیه زیستی جداگانه DEHP توسط **مجموعه** فوق نشان داد که می‌تواند ۹۷ درصد از ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر DEHP را در کمتر از ۳ روز تجزیه کند. علاوه بر این، اسید فتالیک (PA) و مونواتیل هگزیل فتالات (MEHP) به عنوان محصولات واسطه تجزیه زیستی DEHP توسط UPLC-Q-TOF-MS شناسایی شدند. الگوهای مصرف فتالات سویه‌های ShA و Sh6 نشان می‌دهد که احتمالاً یک اثر مکمل بین این باکتری‌ها در تجزیه زیستی PAE ها وجود دارد. توانایی **مجموعه** An6 متعلق به آلوده‌ترین منطقه (۲۰-۴۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم DEHP) این تالاب در تجزیه DEHP می‌تواند ناشی از قرار گرفتن جامعه میکروبی این منطقه در معرض PAE ها در طول زمان باشد که منجر به

سازگاری احتمالی می‌شود. بر اساس یافته‌ها، **مجموعه** An6 (با ترکیب جدید) و باکتری‌های جدا شده را می‌توان برای تصفیه کارآمد PAE ها در اکوسیستم‌های مختلف پیشنهاد کرد. در ادامه تحقیقات بر روی *Pseudomonas putida*، نتایج نشان داد که سویه ShA به طور کامل ۲۰۰ میلی گرم در لیتر DEP را در عرض ۲۲ ساعت (pH=۷/۰، ۳۰ درجه سلسیوس) تجزیه کرد. PA به عنوان واسطه اصلی تجزیه زیستی DEP توسط GC-FID شناسایی شد. علاوه بر این، تجزیه سریع ۲۰۰۰ میلی گرم در لیتر PA به CO₂ و H₂O در ۲۲ ساعت توسط سویه ShA مشاهده شد. مسیر احتمالی تجزیه DEP به طور مستقیم به PA و سپس مصرف PA برای رشد بود (Shariati et al., 2023).

Shariati و همکاران (2022b) از **مجموعه** AnL1 غنی‌سازی شده از رسوبات تالاب بین المللی انزلی، دو سویه *Aromatoleum aromaticum* SHAn1 (MW322985) و *Ralstonia pickettii* SHAn2 (MW290933) با ویژگی‌های تجزیه PA و نیتراژدایی در شرایط بی هوازی را جداسازی کردند. ارزیابی تجزیه زیستی PA نشان داد که **مجموعه** AnL1 (با اندازه تلقیح ۱٪) با ترکیب جدید (*Aromatoleum aromaticum* و *Ralstonia pickettii*) می‌تواند ۸۶/۸۶٪ از ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر PA را پس از ۱۵۰ ساعت تجزیه کند. علاوه بر این، هنگامی که اندازه تلقیح به ۵٪ افزایش یافت، **مجموعه** AnL1 توانست ۷۹/۹۶٪ از ۳۲۰۰ میلی گرم در لیتر PA را در ۱۶۶ ساعت تجزیه کند.

خاک در معرض شیرابه زباله محل دفن زباله می‌تواند یکی از منابع اصلی وجود میکروارگانیسم‌های تجزیه کننده **آلاینده‌های فتالاتی** باشد. در این راستا، Shariati و همکاران (2022c) **مجموعه** میکروبی با توانایی بالا را از خاک **محل دفن زباله شهری سراوان**، گیلان (جنگل‌های هیرکانی، میراث جهانی یونسکو) جداسازی کردند. این **مجموعه** توانست بالاتر از ۹۶ درصد فتالات‌های با وزن مولکولی کم دی متیل فتالات و دی اتیل فتالات و دی بوتیل فتالات (فتالات با وزن مولکولی متوسط) را تجزیه کند. در مورد دی اتیل هگزیل فتالات نیز این **مجموعه** توانست ۵۵ درصد آنرا در غلظت ۴۰۰ میلی گرم بر لیتر تخریب نماید. Shariati و همکاران (2022a) یک کشت غنی‌سازی تجزیه‌کننده DnBP را از خاک آلوده **محل دفن زباله شهری سراوان** جداسازی کردند که از آن گونه *Paenarthrobacter* sp. Shss جدا شد. این سویه به طور موثر ۱ گرم در لیتر DnBP را در عرض ۱۵ ساعت با زمان دو برابر شدن ۵ ساعت تجزیه کرد. علاوه بر این، دی متیل فتالات، دی اتیل فتالات، مونو بوتیل فتالات و اسید فتالیک به CO₂ تجزیه شدند، در حالی که دی اتیل هگزیل فتالات به عنوان سوپسترا عمل نکرد. سنجش‌های آزمایشگاهی دو فعالیت استراز سلولی را شناسایی کردند که به ترتیب DnBP را به MBP و دومی را به اسید فتالیک تبدیل می‌کردند (شکل تکمیلی ۷). یافته‌ها نشان داد، *Paenarthrobacter* sp. Shss در میان کارآمدترین باکتری‌های تجزیه‌کننده DBP شناخته شده در سطح بین المللی می‌باشد که احتمالاً نقش مهمی در حذف DBP در محل دفن زباله آلوده به استرهای اسید فتالیک دارد.

Shariati و همکاران (2025) یک سویه جدید *Rhodococcus pyridinivorans* Sh11 (MK459546) با قابلیت استفاده از PAEs و دی اتیل هگزیل فتالات (DEHP) از خاک جنگل‌های هیرکانی (شمال ایران) که در معرض شیرابه **محل دفن زباله شهری آلوده** (سراوان) قرار داشت، را جداسازی کردند. سویه Sh11 می‌تواند ۹۶/۵٪ و ۹۷٪ از DEHP (۵۰۰ میلی گرم در لیتر) و DBP (۳۵۰ میلی گرم در لیتر) را به ترتیب در ۷۲ ساعت و ۳۶ ساعت (۱۵۰ دور در دقیقه، ۳۰ درجه سانتیگراد) تجزیه زیستی کند. نکته قابل توجه این بود که ظرف ۲۴ ساعت، غلظت DEHP و DBP به طور چشمگیری به ۵۰٪ از سطوح اولیه کاهش یافته بود. در طول تجزیه DEHP و DBP، اسید فتالیک (PA) به عنوان متابولیت اصلی تجزیه شناسایی شد.

جدول ۲. سویه‌های بومی توانمند در تجزیه PA، DEP، DBP، DEHP و DOP جداسازی شده از رسوبات بین المللی تالاب انزلی و محل دفن سراوان

نام سویه	محل جداسازی	قابلیت تجزیه فتالات	شرایط محیطی (هوای/ بی‌هوای)	شماره دسترسی در NCBI	مراجع
<i>Gordonia alkanivorans</i> Sh6	رسوبات تالاب بین المللی انزلی	فتالات‌های با وزن مولکولی بالا (DEHP)	هوای	MK460262	Shariati et al., (2021b)
<i>Pseudomonas putida</i> ShA	رسوبات تالاب بین المللی انزلی	فتالات‌های با وزن مولکولی پائین (DEP)	هوای	MN298858	Shariati et al., (2021b) 2023; Shariati et al., (2021b)
<i>Paenarthrobacter ureafaciens</i> Shss	خاک محل دفن زباله سراوان (جنگل‌های هیرکانی)	فتالات‌های با وزن مولکولی بالا (DBP)	هوای	MN310736	Shariati et al., (2022a)
<i>Rhodococcus pyridinivorans</i> Sh11	خاک محل دفن زباله سراوان (جنگل‌های هیرکانی)	فتالات‌های با وزن مولکولی بالا (DEHP)	هوای	MK459546	(Shariati et al., 2025)
<i>Ralstonia pickettii</i>	رسوبات تالاب بین المللی انزلی	فتالیک اسید	بی‌هوای	MW290933	Shariati et al., (2022c)
<i>Aromatoleum aromaticum</i>	رسوبات تالاب بین المللی انزلی	فتالیک اسید	بی‌هوای	MW322985	Shariati et al., (2022c)

حذف زیستی استرهای اسید فتالیک در راکتورهای زیستی و کمپوست‌ساز

Ahmadi و همکاران (2015b) تجزیه دو استر زنجیره کوتاه دی متیل فتالات و دی آلیل فتالات را توسط راکتور رشد چسبیده با بستر متحرک در زمان‌های ماند هیدرولیکی ۱ تا ۱۲ ساعت و غلظت ثابت ورودی $100000 \mu\text{g/L}$ مورد بررسی قرار دادند. مهم ترین متابولیت‌هایی که در تجزیه زیستی هر دو استر مورد مطالعه مشاهده شدند شامل فتالیک اسید، مونو متیل فتالات، دی متیل فتالات و کاتکول بودند. Pnsaheb و همکاران (2009) از یک بیوراکتور فیلم ثابت ۶ لیتری برای بررسی تجزیه بیولوژیکی اسید فتالیک (PA) و دی متیل فتالات (DMP) در فاضلاب مصنوعی استفاده کردند. به منظور تهیه محلول مناسب تلقیح، مقداری لجن از یک تصفیه‌خانه فاضلاب در حال کار (واقع در شوش، تهران) گرفته شد. سپس نمونه در یک آزمایش ناپیوسته با PA و DMP سازگار شد. پس از یک مرحله سازگاری یک هفته‌ای، نمونه برای تلقیح به بیوراکتور آماده شد. راندمان حذف بیش از ۹۵٪ برای شرایط با ماند هیدرولیکی (HRT) بیش از ۱۰ ساعت به دست آمد. مقدار قابل توجهی از DMP (۳۹۸ میلی گرم در کیلوگرم لجن) به دلیل آگریزی بالاتر آن در مقایسه با PA (۱۷۱ میلی گرم در کیلوگرم) روی زیست توده جذب شد.

Ahmadi و همکاران (2015a)، تأثیر شرایط عملیاتی مختلف از جمله زمان ماند هیدرولیکی، نرخ بارگذاری فتالات‌ها و نرخ هوادهی بر عملکرد فرآیند راکتور بیوفیلمی بستر متحرک (MBBR) برای حذف دی اتیل فتالات (DEP) و دی آلیل فتالات (DAP) را از فاضلاب مصنوعی ارزیابی کردند. در شرایط بهینه، راندمان حذف ۹۴/۹۶٪ و ۹۲/۸۵٪ به ترتیب برای DEP و DAP به دست آمد. علاوه بر این، MBBR توانست بیش از ۹۲٪ COD را برای هر دو فتالات حذف کند. مدل مرتبه دوم گراو به دلیل ضرایب همبستگی بالا و انطباق بیشتر ضرایب سینتیکی آن با نتایج، به عنوان بهترین مدل برای پیش‌بینی عملکرد MBBR شناخته شد. Yousefzadeh و همکاران (2017) برای حذف زیستی DEP از فاضلاب مصنوعی، دو راکتور مختلف مبتنی بر بیوفیلم بی‌هوای، شامل راکتور بافل دار فیلم ثابت بی‌هوای (AnFFBR) و راکتور بستر ثابت فیلم ثابت بی‌هوای با جریان رو به بالا (UANFFFFBR)، از نقطه نظر سینتیکی و عملکرد را مقایسه کردند. نتایج نشان داد در شرایط بهینه، به ترتیب ۹۰/۳۱ و ۸۶/۹۱ درصد COD و همچنین ۹۱/۱۱ و ۸۸/۷۲ درصد حذف DEP برای AnFFBR و UANFFFFBR حاصل شد. Ahmadi و همکاران (2017) نیز چهار PAE کوتاه زنجیره شامل دی آلیل فتالات (DAP)، دی اتیل فتالات (DEP)، دی متیل فتالات (DMP) و اسید فتالیک (PA) را به عنوان سوبسترا برای راکتور بستر ثابت

بی‌هوازی انتخاب کردند. با توجه به نتایج و ضرایب سینتیکی، حذف و معدنی‌سازی DMP با سرعت بالاتری نسبت به سایر فتالات‌ها رخ داد. در شرایط بهینه، ۹۲/۵، ۸۶/۴۱ و ۸۰/۳۹ درصد از DMP، COD و TOC حذف شدند. DAP به عنوان مقاوم‌ترین فتالات زیستی یافت شد.

Seid-Mohammadi و همکاران (2022) عملکرد ترکیبی پلاسمای غیرحرارتی (به عنوان پیش‌تصفیه) و راکتور ناپیوسته متوالی لجن گرانبولی (به عنوان پس‌تصفیه) برای رفع آلودگی **شیرابه محل دفن زباله شهری** واقعی حاوی DEHP را مورد ارزیابی قرار دادند. در این مطالعه از یک راکتور پلازما با حجم مفید ۰/۵ لیتر و جنس کوارتز برای فرآیند پیش‌تصفیه استفاده شد. نتایج اصلی حاصل از ارزیابی کلی فرآیندها نشان داد که نسبت BOD5/COD پساب راکتور پلاسمای غیر حرارتی در تمام رقت‌های شیرابه، یعنی نسبت‌های ۲۰٪، ۵۰٪ و ۱۰۰٪ (v/v) به طور قابل توجهی افزایش یافته و به ۱/۰۹ در مقایسه با ۰/۳۳ در ورودی خام رسیده است. یافته‌ها نشان داد که زمان ماند هیدرولیکی طولانی‌تر، بر راندمان راکتور ناپیوسته متوالی لجن دانه‌ای تأثیر می‌گذارد. علاوه بر این، غلظت پروتئین سلولی با افزایش سهم شیرابه در COD و ورودی کاهش و DEHP افزایش یافته است. نتیجه‌گیری می‌شود که پلاسمای غیر حرارتی، به عنوان یک فناوری تصفیه فاضلاب بسیار رقابتی همراه با لجن دانه‌ای هوازی، می‌تواند برای تجزیه بیولوژیکی شیرابه محل دفن زباله حاوی مواد آلی پایدار شیمیایی و مقاوم که با تکنیک‌های مرسوم قابل تصفیه نیستند، در نظر گرفته شود.

در پژوهش Ghafghazi و همکاران (2024) **عملکرد کمپوست زباله‌های شهری** با کمک نانوذرات Fe3O4 در راندمان حذف DEHP و نسبت C:N خاک با استفاده از روش سطح پاسخ (RSM) مبتنی بر طراحی کامپوزیت مرکزی (CCD) بهینه شد. تحت شرایط بهینه، غلظت DEHP برابر با ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم (خاک خشک)، زمان ماند ۳۵ روز، دوز نانوذرات ۰/۹۹ گرم در کیلوگرم (محیط کشت)، راندمان حذف ۹۱/۶ درصد و نسبت کربن به نیتروژن خاک ۱۰/۵ با مطلوبیت ۰/۹۶۳ تعیین شد. پاسخ‌های خاک کشاورزی در تیمارهای اصلاح‌شده با کمپوست و نانوذرات Fe3O4 (SCN) افزایش معنی‌داری در مواد مغذی SOM، TC، TN، AP، K و Fe در مقایسه با شاهد نشان داد ($P < 0.05$). پس از ۳۵ روز، در تیمار SC1N3 (غلظت DEHP = 10 میلی‌گرم در کیلوگرم، دوز نانوذرات = ۱,۲ گرم در کیلوگرم)، با راندمان حذف DEHP بالاتر (۸۹/۵۷٪)، نسبت C:N:P برابر با ۱۰۰:۹/۷۵:۰/۶۹ و تعداد کل کلونی‌های میکروبی $10^3 \times 10^9$ CFU/ml در pH=۷/۴۵ بود. این مطالعه نشان داد که مواد مغذی کمپوست و ریزمغذی‌های نانوذرات مبتنی بر آهن می‌توانند با تحریک میکروفلور بومی خاک، تخریب DEHP را افزایش دهند.

بنابراین؛ روش‌های حذف و کاهش فتالات‌ها از محیط‌های آلوده طیف متنوعی از فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی را دربر می‌گیرند. در میان این روش‌ها هر یک بر اساس سازوکار و شرایط عملیاتی متفاوت، مزایا و محدودیت‌های خاص خود را دارند. انتخاب روش مناسب به عواملی نظیر نوع و غلظت فتالات، ویژگی‌های ماتریس آلوده، شرایط عملیاتی و ملاحظات اقتصادی و زیست‌محیطی وابسته است. جدول ۳ مروری جامع بر مهم‌ترین روش‌های مورد استفاده، سازوکار کلی، مزایا و محدودیت‌های هر یک ارائه می‌کند.

جدول ۳. مقایسه روش‌های متداول حذف و کاهش فتالات‌ها از محیط‌های آلوده، همراه با سازوکار، مزایا و محدودیت‌ها

نوع روش	شرح کلی	مزایا	معایب و محدودیت‌ها
جذب	انتقال فتالات‌ها از محیط آبی به سطح یا منافذ یک جاذب جامد.	سادگی اجرا؛ کارایی مناسب در حذف فتالات‌ها از محیط آبی.	اشباع‌شدن جاذب؛ نیاز به مدیریت، بازسازی و کنترل واجذب جاذب؛ وابستگی شدید به pH و شرایط محیطی.
انقصاد و لخته‌سازی	ناپایدارسازی ذرات و ترکیبات کلوئیدی و تجمع آن‌ها از طریق افزودن منعقدکننده‌ها و تشکیل لخته‌های بزرگ‌تر، که سپس با ته‌نشینی یا جداسازی فیزیکی حذف می‌شوند.	سادگی نسبی اجرا؛ امکان کاهش بخشی از مواد آلی و ترکیبات همراه فتالات‌ها؛ مناسب برای پیش‌تصفیه.	مصرف مواد شیمیایی؛ تولید لجن؛ وابستگی به نوع و دوز منعقدکننده، pH و ویژگی‌های پساب؛ حذف فتالات‌ها عمدتاً از طریق جداسازی لخته‌ها انجام می‌شود و لزوماً به تخریب آن‌ها منجر نمی‌شود.

اکسیداسیون پیشرفته	تخریب فتالات‌ها از طریق گونه‌های فعال اکسیدکننده، به‌ویژه رادیکال هیدروکسیل، با کمک نور و کاتالیزور.	سرعت واکنش بالا؛ قابلیت تخریب ترکیبات آلی مقاوم و فتالات‌ها در غلظت‌های پایین.	بازترکیب الکترون-حفره در کاتالیزور؛ نیاز به تابش و انرژی؛ احتمال تشکیل محصولات حدواسط.
روش‌های ترکیبی	تلفیق چند فرایند، مانند اکسیداسیون، تابش و فوتوکاتالیز، سامانه‌های بیوالکتروشیمیایی، در جهت افزایش کارایی حذف.	ایجاد اثر هم‌افزایی؛ افزایش نرخ و کارایی حذف در مقایسه با برخی روش‌های منفرد.	طراحی و بهره‌برداری پیچیده‌تر؛ نیاز به کنترل هم‌زمان چند فرایند؛ افزایش نیازمندی‌های عملیاتی.
روش‌های زیستی	تجزیه فتالات‌ها به‌وسیله فعالیت متابولیکی و آنزیمی میکروارگانیسم‌ها.	سازگاری با محیط زیست؛ تولید کمتر مواد شیمیایی و پسماند ثانویه.	زمان‌بر بودن فرایند؛ حساسیت به دما، pH و غلظت فتالات؛ احتمال کاهش کارایی در شرایط نامطلوب.

نتیجه گیری کلی

برآیند مطالعات بررسی‌شده در این مرور نظام‌مند حاکی از آن است که فتالات‌ها به یکی از آلاینده‌های نوظهور قابل توجه و نگران‌کننده در ایران تبدیل شده‌اند و حضور آن‌ها دیگر به یک محیط یا منبع انتشار خاص محدود نیست. شناسایی این ترکیبات در خاک، منابع آبی، رسوبات، گردوغبار، لجن فاضلاب و همچنین در طیف متنوعی از محصولات مصرفی، از جمله مواد غذایی، آب‌های آشامیدنی، فرآورده‌های آرایشی و بهداشتی و سایر محصولات پلاستیکی، بیانگر پراکنش گسترده آن‌ها در محیط و زندگی روزمره است. اگرچه مطالعات ملی انجام‌شده هنوز از نظر تعداد محدود هستند، نتایج آن‌ها به‌طور یکپارچه وجود ردپای فتالات‌ها را در ماتریس‌های مختلف محیطی تأیید و ضرورت توجه جدی به این آلاینده‌ها را در برنامه‌های پایش و مدیریت محیط‌زیست آشکار ساخته‌اند. اهمیت این یافته‌ها تنها به فراوانی حضور فتالات‌ها محدود نمی‌شود، بلکه به ویژگی‌های ذاتی این ترکیبات و پیامدهای ناشی از مواجهه مداوم با آن‌ها نیز بازمی‌گردد. رهایش تدریجی صورت گرفته از محصولات پلیمری، قابلیت انتقال میان اجزای مختلف محیط و ورود به زنجیره‌های غذایی، زمینه مواجهه مزمن انسان و سایر جانداران را فراهم می‌سازد؛ مواجهه‌ای که بر اساس شواهد موجود با اختلال در عملکرد غدد درون‌ریز، آسیب‌های تولیدمثلی، اختلالات رشد و تکامل، سمیت کبدی و کلیوی و سایر اثرات نامطلوب زیستی همراه است؛ ازاین‌رو، مدیریت فتالات‌ها باید فراتر از کنترل غلظت آن‌ها بوده و کاهش انتشار، ارزیابی خطر و حفاظت از سلامت انسان و **زیست‌بوم‌ها** را به‌صورت هم‌زمان دنبال کند. مرور فناوری‌های حذف و **پالایش** این ترکیبات نیز نشان داد که هرچند روش‌های فیزیکی و شیمیایی در کاهش غلظت فتالات‌ها مؤثر و قابل توجه هستند، اما محدودیت‌هایی همچون هزینه‌های بهره‌برداری، مصرف انرژی، تولید پسماندهای ثانویه و احتمال تشکیل فرآورده‌های جانبی، استفاده گسترده از آن‌ها را با چالش مواجه می‌سازد. در مقابل، فناوری‌های زیستی به دلیل توانایی معدنی‌سازی آلاینده، حداقل تولید آلودگی ثانویه، سازگاری بیشتر با محیط‌زیست و همسویی با اصول توسعه پایدار، به‌عنوان امیدبخش‌ترین گزینه برای مدیریت و پاکسازی فتالات‌ها مطرح شده‌اند. در این میان، تجزیه زیستی میکروبی و کمپوست‌سازی، ظرفیت بالایی برای حذف این ترکیبات از محیط‌های آلوده نشان داده‌اند و نتایج مطالعات مختلف بیانگر آن است که باکتری‌های متعلق به جنس‌های *Rhodococcus*، *Pseudomonas*، *Bacillus*، *Sphingomonas*، *Acinetobacter* و *Gordonia* با بهره‌گیری از مسیرهای آنزیمی اختصاصی، نقش مؤثری در تجزیه و معدنی‌سازی فتالات‌ها ایفا می‌کنند. در مجموع، این مرور نشان می‌دهد که مدیریت آلودگی فتالات‌ها در ایران نیازمند رویکردی فراتر از پایش صرف است؛ رویکردی که در آن پایش منظم محیطی، ارزیابی مخاطرات زیستی، کنترل منابع انتشار و توسعه فناوری‌های زیستی به‌صورت مکمل یکدیگر دنبال شوند. تمرکز بر شناسایی و به‌کارگیری میکروارگانیسم‌های بومی، توسعه **مجموعه‌های** میکروبی، بهینه‌سازی فرآیندهای کمپوست‌سازی و انتقال دستاوردهای آزمایشگاهی به مقیاس‌های پایلوت و عملیاتی، می‌تواند زمینه‌ساز شکل‌گیری راهکارهای پایدار، کم‌هزینه و سازگار با شرایط اقلیمی و زیست‌محیطی کشور باشد. در چنین چارچوبی، زیست‌پالایی نه صرفاً یک فناوری حذف آلاینده، بلکه بخشی از راهبرد آینده ایران برای مدیریت پایدار فتالات‌ها و سایر آلاینده‌های نوظهور خواهد بود.

References

- Abdi, S., Sobhanardakani, S., Lorestani, B., Cheraghi, M., & Ahmad Panahi, H. (2021). Concentration and health risk assessment of phthalate esters in indoor dust: A case study on pre-elementary and elementary schools of city of Tehran, Iran. *Journal of Environmental Health Engineering*, 8(3), 224–244. <https://doi.org/10.52547/jehe.8.3.224>. (In Persian).
- Abtahi, M., Dobaradaran, S., Torabbeigi, M., Jorfi, S., Gholamnia, R., Koolivand, A., Darabi, H., Kavousi, A., & Saeedi, R. (2019). Health risk of phthalates in water environment: occurrence in water resources, bottled water, and tap water, and burden of disease from exposure through drinking water in Tehran, Iran. *Environmental research*, 173, 469–479.
- Agilandeswari, P., Venkateshbabu, S., Rajamohan, N., Sarojini, G. & .Rajasimman, M. (2024). Synthesis and functional mechanism evaluation of novel polymer-graphene oxide-biochar nanocomposite for efficient removal of diethyl phthalate. *Environmental research*, 263, 120032.
- Ahmadi, E., Gholami, M., Farzadkia, M., Nabizadeh, R., & Azari, A. (2015a). Study of moving bed biofilm reactor in diethyl phthalate and diallyl phthalate removal from synthetic wastewater. *Bioresour Technol*, 183, 129–135.
- Ahmadi, E., Gholami, M., Farzadkia, M., Nabizadeh, R., Esraphili, A., & Azari, A. (2015b). Evaluation of Diethyl phthalate and Diallyl phthalate biodegradation mechanisms in the treatment of synthetic wastewater. *Journal of Behdasht dar Arseh (i.e., Health in the Field)*, 2(1), 10–18. <https://doi.org/10.22037/jhf.v2i1.5672>. (In Persian).
- Ahmadi, E., Yousefzadeh, S., Ansari, M., Ghaffari, H. R., Azari, A., Miri, M., Mesdaghinia, A., Nabizadeh, R., Kakavandi, B., & Ahmadi, P. (2017). Performance, kinetic, and biodegradation pathway evaluation of anaerobic fixed film fixed bed reactor in removing phthalic acid esters from wastewater. *Scientific reports*, 7(1), 41020.
- Ahmadiwand, S., Eagderi, S., & Zamani Gandomani, M. (2016). Effects of injection of DEHP on immunoglobulin M (IgM) and hematological parameters of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). (In Persian).
- Aldegunde-Louzao, N., Lolo-Aira, M., & Herrero-Latorre, C. (2024). Phthalate esters in different types of cosmetic products: a five-year quality control survey. *Molecules*, 29(20), 4823.
- Amini, Z., & Hassanzadeh, N. (2025). Occurrence and Human Health Risk Assessment of Phthalic Acid Esters (PAEs) in the Soil of Malayer, Iran. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 34(6), 1558–1576.
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Hamdi, H., Jouraiphy, A., El Gharous, M., & Revel, J.-C. (۲۰۰۵). Fate of phthalic acid esters during composting of both lagooning and activated sludges. *Process Biochemistry*, 40(6), 2183–2190.
- Amiri, H., Martinez, S. S., Shiri, M. A., & Soori, M. M. (2023). Advanced oxidation processes for phthalate esters removal in aqueous solution: a systematic review. *Reviews on Environmental Health*, 38(2), 197–218.
- Arabi, M., Kazemi Hossein abadi, S., & Arabi, A. (2022). Hepatotoxic evaluation in di-ethyl phthalate (DEP)-exposed goldfish [Research]. *Ornamental Aquatics*, 9(1), 1–۱۱. (In Persian).
- Arrigo, F., Impellitteri, F., Piccione, G., & Faggio, C. (2023). Phthalates and their effects on human health: Focus on erythrocytes and the reproductive system. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 270, 109645.
- Ataee, A., Ebrahimi, N., Asadi, H., & Gorji, M. (2021). Organic pollutants of sewage sludge, fate in soil and their analytical methods. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 52(2), 577–595. (In Persian).
- Aziz, A., Agamuthu, P., Hassan, A., Auta, H. S., & Fauziah, S. H. (2021). Green coagulant from *Dillenia indica* for removal of bis(2-ethylhexyl) phthalate and phenol, 4,4'-(1-methylethylidene)bis- from landfill leachate. *Environmental Technology & Innovation*, 24, 102061. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102061>
- Baloyi, N., Tekere, M., Maphangwa, K., & Masindi, V. (2021). Insights into the prevalence and impacts of phthalate esters in aquatic ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 684190.
- Becky Miriyam, I., Anbalagan, K., & Magesh Kumar, M. (2022). Phthalates removal from wastewater by different methods—a review. *Water Science and Technology*, 85(9), 2581–2600.
- Benjamin, S., Kamimura, N., Takahashi, K., & Masai, E. (2016). *Achromobacter denitrificans* SP1 efficiently utilizes 16 phthalate diesters and their downstream products through protocatechuate 3, 4-cleavage pathway. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 134, 172–178.
- Benjamin, S., Pradeep, S., Josh, M. S., Kumar, S., & Masai, E. (2015). A monograph on the remediation of hazardous phthalates. *Journal of hazardous materials*, 298, 58–72.
- Bensalah, N., Dbira, S., & Bedoui, A. (2019). Mechanistic and kinetic studies of the degradation of diethyl phthalate (DEP) by homogeneous and heterogeneous Fenton oxidation. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 11, 100224.

- Bi, M., Liu, W., Luan, X., Li, M., Liu, M., Liu, W., & Cui, Z. (2021). Production, use, and fate of phthalic acid esters for polyvinyl chloride products in China. *Environmental science & technology*, 55(2), 13989–13990.
- Boll, M., Geiger, R., Junghare, M., & Schink, B. (2020). Microbial degradation of phthalates: biochemistry and environmental implications. *Environmental microbiology reports*, 12(1), 3–15.
- Caporossi, L., Alteri, A., Campo, G., Paci, E., Tranfo, G., Capanna, S., Papaleo, E., Pignini, D., Viganò, P., & Papaleo, B. (2020). Cross sectional study on exposure to BPA and phthalates and semen parameters in men attending a fertility center. *International journal of environmental research and public health*, 17(2), 489.
- Chen, N., Fang, G., Liu, G., Zhou, D., Gao, J., & Gu, C. (2019). The degradation of diethyl phthalate by reduced smectite clays and dissolved oxygen. *Chemical Engineering Journal*, 355, 247–254.
- Cheng, H.-F., Kumar, M., & Lin, J.-G. (2008). Degradation kinetics of di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) and organic matter of sewage sludge during composting. *Journal of hazardous materials*, 154(1-3), 55–62.
- Chi, Z., Liu, J., Tan, S., Lin, H., Wu, W., & Li, W. (2021). Revealing the toxicity of dimethyl phthalate (DMP) to the oxygen-carrying function of red blood cells (RBCs): The iron release mechanism. *Chemosphere*, 263, 128017.
- da Costa, J. M., Kato, L. S., Galvan, D., Lelis, C. A., Saraiva, T., & Conte-Junior, C. A. (2023). Occurrence of phthalates in different food matrices: A systematic review of the main sources of contamination and potential risks. *Comprehensive reviews in food science and food safety*, 22(3), 2043–2080.
- Danish Environmental Protection Agency. (2010). *Survey and health assessment of phthalates*. https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2010/978-87-92708-00-7/html/kap05_eng.htm
- Darvishi, M., Shariati, S., Safa, F., & Islamnezhad, A. (2023). Magnetite azolla impedimetric nanobiosensor for phthalic acid esters quantification. *Analytical Methods*, 15(16), 1985–1997.
- Das, M. T., Kumar, S. S., Ghosh, P., Shah, G., Malyan, S. K., Bajar, S., Thakur, I. S., & Singh, L. (2021). Remediation strategies for mitigation of phthalate pollution: challenges and future perspectives. *Journal of hazardous materials*, 409, 124496.
- Den Braver-Sewradj, S. P., Piersma, A., & Hessel, E. V. (2020). An update on the hazard of and exposure to diethyl hexyl phthalate (DEHP) alternatives used in medical devices. *Critical Reviews in Toxicology*, 50(10), 1112–1122.
- Dhar, R., Basu, S., Bhattacharyya, M., Acharya, D., & Dutta, T. K. (2024). Bacterial catabolism of phthalates with estrogenic activity used as plasticisers in the manufacture of plastic products. *Microbial biotechnology*, 17(11), e70055.
- Dolatabadi, M., & Ahmadzadeh, S. (2018). Phthalates as emerging pollutants in water environment: control & treatment strategies. *Journal of Environmental Health and Sustainable Development*, 3(3), 554–556.
- Dong, L., Lin, L., Pan, X., Zhang, S., Lv, Z., & Mi, C. (2019). Distribution dynamics of phthalate esters in surface water and sediment of the middle-lower Hanjiang River, China. *International journal of environmental research and public health*, 19(5), 2702.
- Dong, M., He, L., Jiang, M., Zhu, Y., Wang, J., Gustave, W., Wang, S., Deng, Y., Zhang, X., & Wang, Z. (2023). Biochar for the removal of emerging pollutants from aquatic systems: a review. *International journal of environmental research and public health*, 20(3), 1679.
- Dorostghol, M., Moazedi, A. A. & Zardkaf, A. (2012). Long-term effects of maternal exposure to Di (2-ethylhexyl) Phthalate on sperm and testicular parameters in Wistar rats offspring. *Iranian journal of reproductive medicine*, 10(1), 7. (In Persian).
- Dos Muchangos, L., Xue, M., Zhou, L., Kojima, N., Machimura, T., & Tokai, A. (2019). Flows, stocks, and emissions of DEHP products in Japan. *Science of The Total Environment*, 650, 1007–1018.
- Dutta, S., Haggerty, D. K., Rappolee, D. A., & Ruden, D. M. (2020). Phthalate exposure and long-term epigenomic consequences: a review. *Frontiers in genetics*, 11, 405.
- Ebenau-Jehle, C., Mergelsberg, M., Fischer, S., Bröls, T., Jehmlich, N., Von Bergen, M., & Boll, M. (2017). An unusual strategy for the anoxic biodegradation of phthalate. *The ISME journal*, 11(1), 2137–2142.
- Elaiyaraja, A., Mayilsamy, M., Vimalkumar, K., Nikhil, N. P., Noorani, P. M., Bommuraj, V., Thajuddin, N., Mkandawire, M., & Rajendran, R. B. (2022). Aquatic and human health risk assessment of humanogenic emerging contaminants (HECs), phthalate esters from the Indian rivers. *Chemosphere*, 306, 135624.
- Environmental Protection Agency. (2025). Diisononyl Phthalate (DINP); Risk Evaluation Under the Toxic Substances Control Act; Notice of Availability. *Federal Register*, 90, 3828–3829.
- Farabi Petrochemical Company. (n.d.). (DOP). Retrieved September from https://farabico.com/%D9%85%D8%AD%D8%B5%D9%88%D9%84%D8%A7%D8%AA/%D8%AF%D8%B8C-%D8%A7%DA%A9%D8%AA%DB%8C%D9%84-%D9%81%D8%AA%D8%A7%D9%84%D8%A7%D8%AA-DOP?utm_source=chatgpt.com
- Fathali, H., & Raeesi estabragh, A. (2024). Effect of different surfactants on the remediation of a clay soil contaminated with Dimethyl phthalate by electrokinetic method. *Modares Civil Engineering journal*, 24(3), 147–163. <https://doi.org/10.22034.24.3.147>. (In Persian).
- Feng, N.-X., Pan, B., Huang, H.-J., Huang, Y.-T., Lyu, H., Xiang, L., Zhao, H.-M., Liu, B.-L., Li, Y.-W., & Cai, Q.-Y. (2025). Uptake, translocation, and biotransformation of phthalate acid esters in crop plants: A comprehensive review. *Journal of hazardous materials*, 489, 129080.

- Feng, N.-X., Yu, J., Mo, C.-H., Zhao, H.-M., Li, Y.-W., Wu, B.-X., Cai, Q.-Y., Li, H., Zhou, D.-M., & Wong, M.-H. (2018). Biodegradation of di-n-butyl phthalate (DBP) by a novel endophytic *Bacillus megaterium* strain YJB3. *Science of The Total Environment*, 616, 117–127.
- Fierens, T., Servaes, K., Van Holderbeke, M., Geerts, L., De Henauw, S., Sioen, I., & Vanermen, G. (2012). Analysis of phthalates in food products and packaging materials sold on the Belgian market. *Food and Chemical Toxicology*, 50(12), 2083–2090.
- Fisher, M., Arbuckle, T. E., MacPherson, S., Braun, J. M., Feeley, M., & Gaudreau, É. (2019). Phthalate and BPA exposure in women and newborns through personal care product use and food packaging. *Environmental science & technology*, 53(1), 108–114.
- Fu, J., Pan, F., Song, S., Zhang, L.-R., Luo, Y., Chen, W., & Liang, Y. (2013). Biodegradation of phthalic acid esters in sewage sludge by composting with pig manure and rice straw. *Environmental earth sciences*, 68(8), 2289–2299.
- Gani, K. M., Tyagi, V. K., & Kazmi, A. A. (2017). Occurrence of phthalates in aquatic environment and their removal during wastewater treatment processes: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(21), 17267–17284.
- Gao, C.-J., Liu, L.-Y., Ma, W.-L., Ren, N.-Q., Guo, Y., Zhu, N.-Z., Jiang, L., Li, Y.-F., & Kannan, K. (2016). Phthalate metabolites in urine of Chinese young adults: Concentration, profile, exposure and cumulative risk assessment. *Science of The Total Environment*, 543, 19–27.
- Gao, D.-W., & Wen, Z.-D. (2016). Phthalate esters in the environment: A critical review of their occurrence, biodegradation, and removal during wastewater treatment processes. *Science of The Total Environment*, 541, 986–1001.
- Gao, M., Liu, Y., Dong, Y., & Song, Z. (2021). Effect of polyethylene particles on dibutyl phthalate toxicity in lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Journal of hazardous materials*, 401, 123422.
- Gao, X., Jia, R., Zhang, Y., Kang, J., Zhang, L., Ye, H., & Ren, H. (2026). Biochar for the adsorption of endocrine-disrupting chemicals: performance, mechanisms, and strategies. *RSC advances*, 16(12), 10310–10335.
- Ghafghazi, L., Taghavi, L., Rasekh, B., Farahani, H., & Hassani, A. H. (2024). Application of compost assisted by Fe₃O₄ nanoparticles in di (2-ethylhexyl) phthalate-contaminated soil remediation: Biostimulation strategy, soil responses, and RSM/CCD optimization. *Science of The Total Environment*, 908, 168029.
- Gholaminejad, A., Mehdizadeh, G., Dolatimehr, A., Arfaei, H., Farjadfar, S., Dobaradaran, S., Bonyadi, Z., & Ramavandi, B. (2024). Phthalate esters pollution in the leachate, soil, and water around a landfill near the sea, Iran. *Environmental research*, 248, 118234.
- Ghosh, S., & Sahu, M. (2022). Phthalate pollution and remediation strategies: a review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 6, 100065.
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of hazardous materials*, 344, 179–199.
- Hasanzade, N., & Meloundi, H. (2018). Evaluation of Toxic Effects of Di(2-ethylhexyl) Phthalate Using the Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test in *Danio rerio*. (In Persian).
- Hassanzadeh, N., Esmaili Sari, A., Khodabandeh, S., & Bahramifar, N. (2014a). The Concentrations of Di (2-Ethylhexyl) Phthalate (DEHP) and Di-n-Butyl Phthalate (DnBP) in the surface waters of Anzali wetland in May 2013. *J Mazandaran Univ Med Sci*, 24(1), 20–24.
- Hassanzadeh, N., Sari, A. E., Khodabandeh, S., & Bahramifar, N. (2014b). Occurrence and distribution of two phthalate esters in the sediments of the Anzali wetlands on the coast of the Caspian Sea (Iran). *Marine Pollution Bulletin*, 89(1–2), 128–130.
- He, L., Fan, S., Müller, K., Wang, H., Che, L., Xu, S., Song, Z., Yuan, G., Rinklebe, J., & Tsang, D. C. (2018). Comparative analysis biochar and compost-induced degradation of di-(2-ethylhexyl) phthalate in soils. *Science of The Total Environment*, 653–654, 1020–1028.
- Jun, W., Zhang, M.-Y., Ting, C., Ye, Z., Ying, T., Yong-Ming, L., & Christie, P. (2015). Isolation and identification of a di-(2-ethylhexyl) phthalate-degrading bacterium and its role in the bioremediation of a contaminated soil. *Pedosphere*, 25(2), 202–211.
- Jurewicz, J., & Hanke, W. (2011). Exposure to phthalates: reproductive outcome and children health. A review of epidemiological studies. *International journal of occupational medicine and environmental health*, 24(2), 115–141.
- Kamali, M., Shaabani, A., Kalbasi Masjedshahi, M., & Paknejad, H. (2018). Determination of Median Lethal Concentration (LC50) Values of Di-n-Butyl Phthalate on Rainbow Trout Fingerlings (*Oncorhynchus mykiss*). *Journal of Fisheries Science and Technology*, 7(4), 249–254.
- Kanaujiya, D. K., Sivashanmugam, S., & Pakshirajan, K. (2022). Biodegradation and toxicity removal of phthalate mixture by *Gordonia* sp. in a continuous stirred tank bioreactor system. *Environmental Technology & Innovation*, 26, 102324.
- Kleerebezem, R. (1999). *Anaerobic treatment of Phthalates: microbiological and technological aspects*. Wageningen University and Research.
- Koniecki, D., Wang, R., Moody, R. P., & Zhu, J. (2011). Phthalates in cosmetic and personal care products: concentrations and possible dermal exposure. *Environmental research*, 111(3), 329–336.

- Kou, L., Chen, H., Zhang, X., Liu, S., Zhang, B., & Zhu, H. (2023). Biodegradation of di (2-ethylhexyl) phthalate by a new bacterial consortium. *Water Science & Technology*, 88(1), 92–105 .
- Kumar, V., & Maitra, S. (2016). Biodegradation of endocrine disruptor dibutyl phthalate (DBP) by a newly isolated *Methylobacillus* sp. V29b and the DBP degradation pathway. *3 Biotech*, 6(2), 200 .
- Kumari, A., & Kaur, R. (2020). A review on morpho-physiological traits of plants under phthalates stress and insights into their uptake and translocation. *Plant Growth Regulation*, 91(3), 327–347 .
- Lee, K. J., & Choi, K. (2024). Environmental occurrence, human exposure, and endocrine disruption of di-iso-nonyl phthalate and di-iso-decyl phthalate: A systematic review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 54(8), 603–640 .
- Li, F., Liu, Y., Wang, D., Zhang, C., Yang, Z., Lu, S., & Wang, Y. (2018). Biodegradation of di-(2-ethylhexyl) phthalate by a halotolerant consortium LF. *PloS one*, 13(10), e0204324 .
- Li, H., Wang, P., & Liu, W. (2015). Removal of dibutyl phthalate (DBP) from aqueous solution by adsorption using vanillin-modified chitosan beads (CTS-V). *Desalination and Water Treatment*, 56(2), 45 . ٤٦٢-٤٧٢
- Li, J., Zhang, J., Yadav, M. P., & Li, X. (2019). Biodegradability and biodegradation pathway of di-(2-ethylhexyl) phthalate by *Burkholderia pyrrocinia* B1213. *Chemosphere*, 225, 443–450 .
- Li, Z., Wu, D., Guo, Y., Mao, W., Zhao, N., Zhao, M., & Jin, H. (2022). Phthalate metabolites in paired human serum and whole blood. *Science of The Total Environment*, 824, 153792 .
- Liang, D.-W., Zhang, T., Fang, H. H., & He, J. (2008). Phthalates biodegradation in the environment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 80(2), 183–198 .
- Liang, L., Chen, D., Ding, X., Pan, M., Han, N., Tang, X., Xu, W., & Ding, J. (2026). Efficient biodegradation of phthalate esters by *Bacillus tequilensis* L26: Identification and surface display of functional phthalate ester hydrolase. *Bioresource Technology*, 135073 .
- Lin, C., Cheruiyot, N. K., Bui, X.-T., & Ngo, H. H. (2022). Composting and its application in bioremediation of organic contaminants. *Bioengineered*, 13(1), 1073–1089 .
- Liu, L., Li, X., Luo, X., Wang, X., Liu, L., Yuan, Z., Sun, C., Zheng, H., Xu, E. C., & Li, F. (2025). Phthalates esters disrupt demersal fish behavior: Unveiling the brain-gut axis impact. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 289, 117470 .
- Lu, Y.-s., Liu, Z.-b., Xu, Y.-y., Sha, J.-y., Qu, D., & Sun, Y.-s. (2024). Uptake and accumulation of di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in a soil-ginseng system and toxicological mechanisms on ginseng (*Panax ginseng* CA Meyer). *Science of The Total Environment*, 914, 170040 .
- Ma, C., Hu, B., Wei, M.-B., Zhao, J.-H & Zhang, H.-Z. (2019). Influence of matured compost inoculation on sewage sludge composting: Enzyme activity, bacterial and fungal community succession. *Bioresource Technology*, 294, 122165 .
- 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 .
- Ma, T., Zhou, W., Chen, L., Wu, L., Christie, P., & Liu, W. (2018). Toxicity of phthalate esters to lettuce (*Lactuca sativa*) and the soil microbial community under different soil conditions. *PloS one*, 13(12), e0208111 .
- Maddela, N. R., Kakarla, D., Venkateswarlu, K., & Megharaj, M. (2023). Additives of plastics: Entry into the environment and potential risks to human and ecological health. *Journal of Environmental management*, 348, 119364 .
- Manesh, Z. M., Zeinali, H., Ghorbani, F., Mafi, A., Goudarzi, M., Ghoddoosi, M., Hajhashemi, S., & Heidari, H. (2025). Protective effect of chrysin on di (2-ethylhexyl) phthalate-induced toxicity in mice testis: An experimental study. *International Journal of Reproductive BioMedicine*, 23(9), 713 . (In Persian).
- Mankidy, R., Wiseman, S., Ma, H., & Giesy, J. P. (2013). Biological impact of phthalates. *Toxicology letters*, 217, (١) ٥٨-٥٠ .
- Mirzaei, S., Ahmadi, M., Shariatifar, N., & Aiaii, P. (2023). Extraction and measurement of phthalate acid esters in milk using carbon nanotube magnetized with iron oxide and through GC-MS device [Research]. *Iranian Journal of Health and Environment*, 16(2), 229–244 . (In Persian).
- Moazzen, M., Rastkari, N., Alimohammadi, M., Shariatifar, N., Ahmadkhaniha, R., Nazmara, S., Akbarzadeh, A., Azari, A., Nabizadeh, R., & Jahed Khaniki, G. (2014). Assessment of Phthalate Esters in A Variety of Carbonated Beverages Bottled in PET [Research]. *Journal of Environmental Health Engineering*, 2(1), 7–18. <https://doi.org/10.18869/acadpub.jehe.2.1.7> . (In Persian).
- Moher, D., Shamseer, L., Clarke, M., Gherzi, D., Liberati, A., Petticrew, M., Shekelle, P., Stewart, L. A., & Group, P.-P. (2020). Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (PRISMA-P) 2015 statement. *Systematic reviews*, 4(1), 1 .
- Mondal, M., Gayen, S., & Chatterjee, S. (2025). Biodegradation of phthalates DIBP, DMP, and DEP by *Paenarthrobacter* sp. strain PH1-analysis of degradation, pathway, and its bioremediation potentiality in soil microcosm. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 41(7), 229 .
- Moradi, N., Tavoussi-Shirazi, D.-S., Moshfegh, A. M., Kabir, A., & Bagheri, H. (2025). Determination of phthalate esters released from prepared food packaging microplastics by nanoscale grafted silica based fabric phase sorptive extraction. *Journal of Food Composition and Analysis*, 145, 107764. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jfca.2025.107764>
- Mostafalu, M. J., Shariati, F., & Shariati, S. (2018). Phthalates Concentration in Anzali Wetland Sediments, Iran [Research]. *Wetland Ecology*, 10(3), 37–48 . (In Persian).

- Mu, D., Gao, F., Fan, Z., Shen, H., Peng, H., & Hu, J. (2015). Levels of phthalate metabolites in urine of pregnant women and risk of clinical pregnancy loss. *Environmental science & technology*, 49(17), 10651–10657 .
- Nahurira, R., Ren, L., Song, J., Jia, Y., Wang, J., Fan, S., Wang, H., & Yan, Y. (2017). Degradation of di (2-ethylhexyl) phthalate by a novel *Gordonia alkanivorans* strain YC-RL2. *Current microbiology*, 74(3), 309–319 .
- Nahurira, R., Wang, J., Yan, Y., Jia, Y., Fan, S., Khokhar, I., & Eltoukhy, A. (2019). In silico genome analysis reveals the metabolic versatility and biotechnology potential of a halotolerant phthalic acid esters degrading *Gordonia alkanivorans* strain YC-RL2. *AMB Express*, 9(1), 21 .
- Nas, B., Ateş, H., Dolu, T., Yel, E., Argun, M., Koyuncu, S., Kara, M., & Dinç, S. (2022). Evaluation of occurrence, fate and removal of priority phthalate esters (PAEs) in wastewater and sewage sludge by advanced biological treatment, waste stabilization pond and constructed wetland. *Chemosphere*, 295, 133864 .
- Nasrabadi, A. E., Ghaderifar, S., & Bonyadi, Z. (2026). Phthalate esters in landfill leachate and soils of northeastern Iran: occurrence, spatial distribution, and environmental risk assessment. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 101221 .
- Nassiri, M., Ziyaadini, M., & Kor, K. (2020). Seasonal alteration in distribution and concentration of Phthalate esters in Chabahar Bay. *Journal of Marine Science and Technology*, 19(1), 109–120. <https://doi.org/10.22113/jmst.2019.108607.2085>. (In Persian).
- Naveen, K. V., Saravanakumar, K., Zhang, X., Sathiyaseelan, A., & Wang, M.-H. (2022). Impact of environmental phthalate on human health and their bioremediation strategies using fungal cell factory-A review. *Environmental research*, 214, 113781 .
- Nemati Gaskaminjan, S., Shariati, Fatemeh, Mohammadi Galangash, Mohsen, Ooshaksaraei, Ooshaksaraei, (۲۰۲۰) . Investigating the concentration of phthalates in agricultural and non-agricultural soils around Saravan landfills. *New Researches in Environmental Engineering*, 3(11), -. <https://doi.org/https://doi.org/10.82433/jnree.2025.1226693> . (In Persian).
- Net, S., Sempéré, R., Delmont, A., Paluselli, A., & Ouddane, B. (2015). Occurrence, fate, behavior and ecotoxicological state of phthalates in different environmental matrices. *Environmental science & technology*, 49(7), 4019–4035 .
- Nishioka, T., Iwata, M., Imaoka, T., Mutoh, M., Egashira, Y., Nishiyama, T., Shin, T., & Fujii, T. (2006). A mono-2-ethylhexyl phthalate hydrolase from a *Gordonia* sp. that is able to dissimilate di-2-ethylhexyl phthalate. *Applied and environmental microbiology*, 72(4), 2394–2399 .
- OSPAR Commission. (2006). *OSPAR Background Document on Phthalates* (Publication Number: 270/2006). https://www.ospar.org/documents?v=7028&utm_source=chatgpt.com
- Paluselli, A., Fauvelle, V., Galgani, F., & Sempere, R. (2018). Phthalate release from plastic fragments and degradation in seawater. *Environmental science & technology*, 53(1), 166–175 .
- Pereyra-Camacho, M. A., & Pardo, I. (2026). Biological Degradation of Phthalates: From Bioremediation to Plastic Waste Valorization. *ChemSusChem*, 19(7), e202501955 .
- Peyvandi, A. G., Zaeimdar, M., Pour, H. B., & Malmasi, S. (2024). Measurement of heavy elements and environmental pollutants in artificial grass. *Journal of Sustainability, Development and Environment*, 5(19), 33–50 . (In Persian).
- Pirsaheb, M., Mesdaghinia, A.-R., Shahshaheri, S. J., & Zinatizadeh, A. A. (2009). Kinetic evaluation and process performance of a fixed film bioreactor removing phthalic acid and dimethyl phthalate. *Journal of hazardous materials*, 167(1-3), 500–506 .
- Pour-Ahmadi, N., Moaelem, S. A., & Kamali, M. (201). (۴Effect of Di 2-Ethyl Hexyl phthalate on some indices of Skin Mucus in common Carp (Cyprinus carpio). *EXPERIMENTAL ANIMAL BIOLOGY*, [online], 8(1), 29 . (In Persian)
- Qadeer, A., Anis, M., Warner, G. R., Potts, C., Giovanoulis, G., Nasr, S., Archundia, D., Zhang, Q., Ajmal, Z., & Tweedale, A. C. (2024). Global environmental and toxicological data of emerging plasticizers: current knowledge, regrettable substitution dilemma, green solution and future perspectives. *Green Chemistry*, 26(10), 5635–5683 .
- Qian, Y., Shao, H., Ying, X., Huang, W., & Hua, Y. (2020). The endocrine disruption of prenatal phthalate exposure in mother and offspring. *Frontiers in public health*, 8, 366 .
- Qiu, Y.-L., Sekiguchi, Y., Hanada, S., Imachi, H., Tseng, I.-C., Cheng, S.-S., Ohashi, A., Harada, H., & Kamagata, Y. (2006). *Pelotomaculum terephthalicum* sp. nov. and *Pelotomaculum isophthalicum* sp. nov.: two anaerobic bacteria that degrade phthalate isomers in syntrophic association with hydrogenotrophic methanogens. *Archives of microbiology*, 185, ۱۸۲–۱۸۲, (۳)
- Quan, C., Liu, Q., Tian, W., Kikuchi, J., & Fan, S. (2005). Biodegradation of an endocrine-disrupting chemical, di-2-ethylhexyl phthalate, by *Bacillus subtilis* No. 66. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 66(6), 702–710 .
- Rahimi, L., Ghanbarzadeh, B., & Dehghan nia, J. (2016). Migration of Phthalate Esters from Polyethylene Terephthalate into a Lemon Juice Simulant. *Iranian Food Science and Technology Research Journal*, 12(1), 79–87. <https://doi.org/10.22067/iftstrj.v1395i1.30485> . (In Persian).
- Ramanayaka, S., Vithanage, M., Zhang, H., & Semple, K. T. (2023). Role of soil organic matter on the retention and mobility of common plastic additives, Di (2-ethylhexyl) phthalate, bisphenol A and benzophenone, in soil. *Environmental research*, 236, 116725 .

- Razavi, N., Zendegi-Shiraz, A., & Eshaghi, Z. (2021). Application of Polyethylene Glycol Grafted-CuO Nanoparticles in Solid Phase Extraction of Phthalate Esters in Baby Shampoo and Body Wash. *Iranian Journal of Analytical Chemistry*, 8(1), 39–49. <https://doi.org/10.30473/ijac.2021.59367.1190>
- Roccuzzo, S., Beckerman, A., & Trögl, J. (2021). New perspectives on the bioremediation of endocrine disrupting compounds from wastewater using algae-, bacteria-and fungi-based technologies. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(1), 89–106 .
- Sarkar, J., Chowdhury, P. P., & Dutta, T. K. (2013). Complete degradation of di-n-octyl phthalate by *Gordonia* sp. strain Dop5. *Chemosphere*, 90(10), 2571–2577 .
- Savoca, D., Martino, C., Maccotta, A., Arizza, V., Mauro, M., Vazzana, M., & Vaglica, A. (2026). Phthalate-induced effects in algae and fishes: insights into environmental toxicology. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–17 .
- Schmidt, J.-S., Schaedlich, K., Fiandanese, N., Pocar, P., & Fischer, B. (2012). Effects of di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) on female fertility and adipogenesis in C3H/N mice. *Environmental Health Perspectives*, 120(8), 1123 .
- Segovia-Mendoza, M., Nava-Castro, K. E., Palacios-Arreola, M. I., Garay-Canales, C., & Morales-Montor, J. (2020). How microplastic components influence the immune system and impact on children health: Focus on cancer. *Birth defects research*, 112(17), 1341–1361 .
- Seid-Mohammadi, A., Asgari, G., Rafiee, M., Samadi, M. T., Nouri, F., Pirsaeheb, M & ,Asadi, F. (2022). Fate and inhibition of Bis (2-Ethylhexyl) phthalate in biophysical reactors for treating real landfill leachate. *Process Safety and Environmental Protection*, 160, 450–464 .
- Shah, J. A., Ullah, S., Chen, D., & Wu, J. (2024). Di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) contamination suppressed soil microbial biomass carbon and mitigated CO2 emissions against the background of alfalfa from different soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 272, 116073 .
- Shariati, Shayan, pourbabaee, Ali, A ., Alikhani, Ali, H., Rezaei, Allah, K., Shariati, & Fatemeh. (2021a). 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. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2021.323985.668980>. (In Persian).
- Shariati, S., Ebenau-Jehle, C., Pourbabaee, A., Alikhani, H., Rodriguez-Franco, M., Agne, M., Jacoby, M., Geiger, R., Shariati, F., & Boll, M. (2022a). Degradation of dibutyl phthalate by *Paenarthrobacter* sp. Shss isolated from Saravan landfill, Hyrcanian Forests, Iran. *Biodegradation*, 33(1), 59–70 .
- Shariati, S., Karbassi, A., & Baghdadi, M. (2025). Forest Soil Exposed to Leachate as a New Source of DEHP-Degrading *Rhodococcus*. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 1–15 .
- Shariati, S., Mosayebzade, 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), 209–247. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.406137.670051>. (In Persian).
- Shariati, S., Pourbabaee, A., Alikhani, H., & Rezaei, K. (2019). Assessment of phthalic acid esters pollution in Anzali wetland, north of Iran. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(11), 7025–7036 .
- Shariati, S., Pourbabaee, A., Alikhani, H., & Rezaei, K. (2022b). Anaerobic biodegradation of phthalic acid by an indigenous *Ralstonia pickettii* strain SHAn2 isolated from Anzali international wetland. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(6), 4827–4838 .
- Shariati, S., Pourbabaee, A. A., & Alikhani, H. A. (2023). Biodegradation of diethyl phthalate and phthalic acid by a new indigenous *Pseudomonas putida*. *Folia microbiologica*, 68(3), 477–488 .
- Shariati, S., Pourbabaee, A. A., Alikhani, H. A., & Rezaei, K. (2022c). Degradation of phthalic acid esters by the microbial consortium isolated from a contaminated soil. *Applied Soil Research*, 10(2), 1–13. <https://doi.org/10.30466/asr.2022.121215> . (In Persian).
- Shariati, S., Pourbabaee, A. A., Alikhani, H. A., & Rezaei, K. A. (2021b). 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 .
- Sokołowski, A., Kończak, M., Oleszczuk, P., Gao, Y., & Czech, B. (2024). Environmental and food contamination by phthalic acid esters (PAEs): overview. *Water, Air, & Soil Pollution*, 235(5), 313 .
- Squillante, J., Scivico, M., Ariano, A., Nolasco, A., Esposito, F., Cacciola, N. A., Severino, L., & Cirillo, T. (2023). Occurrence of phthalate esters and preliminary data on microplastics in fish from the Tyrrhenian sea (Italy) and impact on human health. *Environmental Pollution*, 316, 120664 .
- Sun, Y., Chen, J., Wang, W., & Zhu, L. (2025). Transformation metabolites of phthalate esters (PAEs) inhibited rice growth through jasmonic acid signaling pathway. *Environment International*, 201, 109553 .
- Tang, J., Liao, Y., Zhang, Q., Gu, J., Qiu, X., Yin, J., Lu, S., Liu, Z., Yang, W., & Zhang, C. (2026). Biodegradation of phthalates by a newly isolated strain *Stenotrophomonas maltophilia* WM-8: Degradation efficiency, influencing factors, mechanism. *Biochemical Engineering Journal*, 110167 .
- Tian, M., Liu, L., Wang, H., Wang, X., Martin, F. L., Zhang, J., Huang, Q., & Shen, H. (2018). Phthalates induce androgenic effects at exposure levels that can be environmentally relevant in humans. *Environmental Science & Technology Letters*, 5(5), 232–236 .

- Tran, H.-T., Lin, C., Lam, S. S., Le, T. H., Hoang, H.-G., Bui, X.-T., Rene, E. R., & Chen, P. H. (2023). Biodegradation of high di-(2-Ethylhexyl) phthalate (DEHP) concentration by food waste composting and its toxicity assessment using seed germination test. *Environmental Pollution*, 316, 120640 .
- Tran, H. T., Lin, C., Bui, X. T., Itayama, T., Dang, B. T., Cheruiyot, N. K., Hoang, H. G., & Vu, C. T. (2021). Bacterial community progression during food waste composting containing high dioctyl terephthalate (DOTP) concentration. *Chemosphere*, 265, 129064 .
- Vamsee-Krishna, C., Mohan, Y., & Phale, P. (2006). Biodegradation of phthalate isomers by *Pseudomonas aeruginosa* PP4, *Pseudomonas* sp. PPD and *Acinetobacter lwoffii* ISP4. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 72(6), 1263–1269 .
- Vaziri Nejad, T., Saghi, M. H., Jalilnavaz Novin, M. R., Salari, M., & abadi, A. A. (2023). Investigating the removal rate of endocrine disrupting compound of diethyl phthalate from aqueous solutions using catalytic ozonation process [Research]. *Journal of Environmental Health Engineering*, 10(2), 207–220. <https://doi.org/10.61186/jehe.10.2.207> . (In Persian).
- Wang, G., Zhang, Q., Chen, Q., Ma, X., Xin, Y., Zhu, X., Ma, D., Cui, C., Zhang, J., & Xiao, Z. (2019). Photocatalytic degradation performance and mechanism of dibutyl phthalate by graphene/TiO₂ nanotube array photoelectrodes. *Chemical Engineering Journal*, 358, 1083–1090 .
- Wang, H., Li, H., Song, Q., Gao, L., & Wang, N. (2017a). Adsorption of phthalates on municipal activated sludge. *Journal of Chemistry*, 2017(1), 4160929 .
- Wang, L., Wang, L., Wang, D., & Li, J. (2014). Isolation and application of thermophilic and psychrophilic microorganisms in the composting process. *Waste and biomass valorization*, 5(3), 433–440 .
- Wang, S., & Wang, J. (2018). Biodegradation and metabolic pathway of sulfamethoxazole by a novel strain *Acinetobacter* sp. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(1), 425–432 .
- Wang, Y., Li, F., Ruan, X., Song, J., Lv, L., Chai, L., Yang, Z., & Luo, L. (2017b). Biodegradation of di-n-butyl phthalate by bacterial consortium LV-1 enriched from river sludge. *PloS one*, 12(5), e0178212 .
- Wang, Y., Wu, J., Zhang, W., Zhong, L., Zhang, D., Yan, S., & Shi, J. (2016). Efficient removal of dibutyl phthalate from aqueous solutions: recent advances in adsorption and oxidation approaches. *Reaction Chemistry & Engineering*, 9(6), 1276–1291 .
- Wen, Y., Song, Y., Zhang, R., Xu, Q., Bin, L., Guo, P., & Tang, B. (2022). Evaluation of the occurrence and removal of phthalate esters in urban wastewater treatment facilities for risk mitigation strategies. *Journal of Environmental management*, 404, 129492 .
- World Bank. (n.d.). *Iran, Islamic Rep. imports of dioctyl orthophthalates (HS 291732)*, 2022. Retrieved September from https://wits.worldbank.org/trade/comtrade/en/country/IRN/year/2022/tradeflow/Imports/partner/ALL/product/291732?utm_source=chatgpt.com
- Wu, X., Liang, R., Dai, Q., Jin, D., Wang, Y., & Chao, W. (2010). Complete degradation of di-n-octyl phthalate by biochemical cooperation between *Gordonia* sp. strain JDC-2 and *Arthrobacter* sp. strain JDC-32 isolated from activated sludge. *Journal of hazardous materials*, 176(1-3), 262–268 .
- Xu, J., Lu, Q., de Toledo, R. A. & ,Shima, H. (2017). Degradation of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) by an indigenous isolate *Acinetobacter* sp. SN13. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 117, 205–214 .
- Xu, T.-T., Zhang, Y.-J., Yi, J.-F., Bai, C.-L., & Guo, Y. (2025). Exposure to plasticizers in city waste recycling: Focused on the size-fractionated particulate-bound phthalates and bisphenols. *Journal of Environmental Sciences*, 155, 454–465 .
- Yang, C., Harris, S. A., Jantunen, L. M., Kvasnicka, J., Nguyen, L. V., & Diamond, M. L. (2020a). Phthalates: relationships between air, dust, electronic devices, and hands with implications for exposure. *Environmental science & technology*, 54(13), 8186–8197 .
- Yang, G. C. (2019). Integrated electrokinetic processes for the remediation of phthalate esters in river sediments: a mini-review. *Science of The Total Environment*, 659, 963–972 .
- Yang, G. C., Chiu, Y.-H., & Wang, C.-L. (2015). Integration of electrokinetic process and nano-Fe₃O₄/S₂O₈²⁻ oxidation process for remediation of phthalate esters in river sediment. *Electrochimica acta*, 181, 217–227 .
- Yang, P., Deng, L.-J., Xie, J.-Y., Li, X.-J., Wang, X.-N., Sun, B., Meng, T.-Q., Xiong, C.-L., Huang, Y.-C., & Wang, Y.-X. (2023). Phthalate exposure with sperm quality among healthy Chinese male adults: The role of sperm cellular function. *Environmental Pollution*, 331, 121755 .
- Yang, T., Ren, L., Jia, Y., Fan, S., Wang, J., Wang, J., Nahurira, R., Wang, H., & Yan, Y. (2018). Biodegradation of di-(2-ethylhexyl) phthalate by *Rhodococcus ruber* YC-YT in contaminated water and soil. *International journal of environmental research and public health*, 15(5), 964 .
- Yang, X., Zhang, C., He, Z., Hu, X., Guo, J., Zhong, Q., Wang, J., Xiong, L., & Liu, D. (2013). Isolation and characterization of two n-butyl benzyl phthalate degrading bacteria. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 76, 8–11 .
- Yang, Z., Chen, H., Wang, J., Yuan, R., Wang, F., & Zhou, B. (2020b). Efficient degradation of diisobutyl phthalate in aqueous solution through electro-Fenton process with sacrificial anode. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104057 .
- Ye, X., Wang, P., Wu, Y., Zhou, Y., Sheng, Y., & Lao, K. (2020). Microplastic acts as a vector for contaminants: the release behavior of dibutyl phthalate from polyvinyl chloride pipe fragments in water phase. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(33), 42082–42091 .

- You, S., Hu, Y., Liu, X., & Wei, C. (2018). Synergetic removal of Pb (II) and dibutyl phthalate mixed pollutants on Bi₂O₃-TiO₂ composite photocatalyst under visible light. *Applied Catalysis B: Environmental*, 232, 288–298.
- Yousefi, Z., Babanezhad, E., Mohammadpour, R. A., & Ala, A. (2018). Concentration of Phthalate Esters in Polyethylene Terephthalate Bottled Drinking Water in Different Storage Conditions [Research(Original)]. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*, 28(167), 110–120. (In Persian).
- Yousefzadeh, S., Ahmadi, E., Gholami, M., Ghaffari, H. R., Azari, A., Ansari, M., Miri, M., Sharafi, K., & Rezaei, S. (2017). A comparative study of anaerobic fixed film baffled reactor and up-flow anaerobic fixed film fixed bed reactor for biological removal of diethyl phthalate from wastewater: a performance, kinetic, biogas, and metabolic pathway study. *Biotechnology for biofuels*, 10(1), 13.
- Yu, Y., Wang, L., Yu, Q., Wu, Q., He, Y., & Cai, Z. (2025). Investigation of interaction mechanism between polyvinyl chloride microplastics and phthalate acid esters using APGC-MS/MS. *Talanta*, 282, 126942.
- Yuan, F., Sun, Y., Jiang, X., Liu, T., Kang, B., Freguia, S., Feng, L., & Chen, Y. (2023). Dioctyl phthalate enhances volatile fatty acids production from sludge anaerobic fermentation: Insights of electron transport and metabolic functions. *Science of The Total Environment*, 859, 160102.
- Yuan, R., Zhang, H., Liu, J., Yu, M., Hou, X., & Jiang, G. (2026). From Target–Nontarget to Nontarget Screening: A Review on Screening Methods for Organic Pollutants Based on High-Resolution Mass Spectrometry. *Environment & Health*.
- Yue, F., Zhang, L., Jing, W., Ying, Z., & Bance, Y. (2017). Biodegradation of phthalate esters by a newly isolated Acinetobacter sp. strain LMB-5 and characteristics of its esterase. *Pedosphere*, 27(3), 606–615.
- Zaman, F., Rahman, M. A., Abdullah, R. B., Anik, A. H., & Tareq, S. M. (2020). A potential threat of the phthalate acid esters (PAEs) in the different environmental matrices to public health: A systematic review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(11), 1283.
- Zare Jeddi, M., Rastkari, N., Ahmadvaniha, R., Alimohammadi, M., & Yunesian, M. (2015). Carcinogenic and Non-Carcinogenic Assessment of Phthalates Exposure Through Consumption of Bottled Water During the Storage Time [Research]. *Iranian Journal of Health and Environment*, 8(1), 97–108. (In Persian).
- Zare, Z., Eimani, H., Mohammadi, M., Mofid, M., & Dashtnavard, H. (2008). The Effect of Di-(2-Ethylhexyl) Phthalate (DEHP) on Mouse Daily Sperm Production and Epididymal Sperm Parameters. *Anatomical Sciences Journal*, 6(25), 569–578. (In Persian).
- Zhang, J., & Choudhury, M. (2017). The plasticizer BBP selectively inhibits epigenetic regulator sirtuin during differentiation of C3H10T1/2 stem cell line. *Toxicology In Vitro*, 39, 75–83.
- Zhang, K., Zhou, H., Ke, J., Feng, H., Lu, C., Chen, S., & Liu, A. (2024a). Biodegradation of phthalic acid esters (PAEs) by *Janthinobacterium* sp. strain E1 under stress conditions. *The Journal of General and Applied Microbiology*, 70(1), Article 2023.12.002. <https://doi.org/10.2323/jgam.2023.12.002>
- Zhang, P., & Zhao, D. Q. (2020). Characterization and dimethyl phthalate flocculation performance of the cationic polyacrylamide flocculant P (AM-DMDAAC) produced by microwave-assisted synthesis. *Molecules*, 25(3), 624.
- Zhang, Q., Wang, L., & Wu, Q. (2024b). Occurrence and combined exposure of phthalate esters in urban soil, surface dust, atmospheric dustfall, and commercial food in the semi-arid industrial city of Lanzhou, Northwest China. *Environmental Pollution*, 354, 124170. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124170>
- Zhao, H.-M., Du, H., Lin, J., Chen, X.-B., Li, Y.-W., Li, H., Cai, Q.-Y., Mo, C.-H., Qin, H.-M., & Wong, M.-H. (2016). Complete degradation of the endocrine disruptor di-(2-ethylhexyl) phthalate by a novel *Agromyces* sp. MT-O strain and its application to bioremediation of contaminated soil. *Science of The Total Environment*, 562, 170–178.
- Zhao, H.-M., Hu, R.-W., Chen, X.-X., Chen, X.-B., Lü, H., Li, Y.-W., Li, H., Mo, C.-H., Cai, Q.-Y., & Wong, M.-H. (2018). Biodegradation pathway of di-(2-ethylhexyl) phthalate by a novel *Rhodococcus pyridinivorans* XB and its bioaugmentation for remediation of DEHP contaminated soil. *Science of The Total Environment*, 640, 1121–1131.
- Zhou, B., Zheng, X., Zhu, Z., Qin, Q., Song, K., Sun, L., Sun, Y., Zhang, Y., Lv, W., & Xue, Y. (2022). Effects of fertilizer application on phthalate ester pollution and the soil microbial community in plastic-shed soil on long-term fertilizer experiment. *Chemosphere*, 308, 136315.
- Zou, L., Yao, N., Qiu, S., Jiang, Y., Xing, Y., Zhou, W., Huang, Q., & Chen, W. (2020). From plasticizers to pollutants: The ecological consequences of PAEs in agricultural soils. *Environmental Pollution*, 373, 126198.
- Zuo, X., Lu, W., Ling, W., Czech, B., Oleszczuk, P., Chen, X., & Gao, Y. (2024). Biodegradation of PAEs in contaminated soil by immobilized bacterial agent and the response of indigenous bacterial community. *Environmental Pollution*, 361, 124925.