

高效萘降解菌的分离、鉴定及降解特性研究

康菱珂¹, 刘晓娜^{1,2}, 钱天伟^{1,2*}, 李博²

(1. 太原理工大学环境与生态学院, 山西 晋中 030600;
2. 太原理工大学土木工程学院, 山西 太原 030000)

摘要:从焦化污染的土壤中成功分离出一株具有高效萘(Acenaphthene, ACE)降解能力的菌株 AC-1, 经鉴定该菌株属于不动杆菌属(*Acinetobacter* sp.)。在 pH 6.0~8.0、30℃ 的条件下, 菌株 AC-1 对 50 mg/L 萘的降解率达 65.96%。进一步的广谱性测试发现, 该菌不仅能降解萘, 还可有效降解萘、芴及菲。此外, 通过与萘的共代谢, 菌株 AC-1 对萘降解率提升至 82.61%。中间产物分析检测到水杨酸正己酯等, 表明菌株 AC-1 可能通过水杨酸途径实现萘的降解。研究结果为 PAHs 污染场地的生物修复提供了有效菌种资源及理论依据。

关键词:多环芳烃; 不动杆菌; 萘降解; 广谱降解; 共代谢

中图分类号: X172

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2025)S2-0285-06

DOI: 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2025.S2.050

Isolation, characterization and degradation properties study of highly efficient acenaphthene-degrading bacteria

KANG Ling-ke¹, LIU Xiao-na^{1,2}, QIAN Tian-wei^{1,2*}, LI Bo²

(1. College of Environment and Ecology, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China;
2. College of Civil Engineering, Taiyuan University of Technology, Taiyuan 030000, China)

Abstract: A strain AC-1 with efficient acenaphthene degrading ability is successfully isolated from coke-contaminated soil, and identified as belonging to the genus *Acinetobacter* sp. The results show that the degradation rate of 50 mg/L acenaphthene by strain AC-1 at pH 6.0~8.0 and 30℃ reaches 65.96%. It is found by further broad-spectrum tests that this bacterium can not only degrade acenaphthene, but also degrade naphthalene, fluorene, and phenanthrene effectively. In addition, by co-metabolizing with naphthalene, the degradation rate of acenaphthene by strain AC-1 increases to 82.61%. Salicylic acid and others are determined through detecting intermediate products, suggesting that strain AC-1 can achieve degrading acenaphthene via the salicylic acid pathway. Study results provide effective strain resources and a theoretical basis for bioremediation of PAHs-contaminated sites.

Key words: PAHs; *Acinetobacter* sp.; acenaphthene degradation; broad-spectrum degradation; co-metabolism

多环芳烃 (polycyclic aromatic hydrocarbon, PAHs) 是全球性环境问题之一^[1]。它具有遗传毒性、诱变性和致癌性, 对生态环境和人类健康构成了极为严重的威胁。由于多环芳烃同时具有高疏水性和低生物可利用性, 它们在自然环境中难以被降解, 从而在环境中不断累积, 形成了持久性的污染^[2]。焦化行业作为 PAHs 的主要人为排放源之一, 其排放量占全球人为排放总量的 13%~16%^[3], 已成为环境管控的重点领域。因此, 焦化行业在 PAHs 排放方面的影响不容忽视, 必须采取有效措施。

近年来, PAHs 污染的治理技术取得了进展, 主要包括物理修复、化学修复和生物修复^[4]。然而,

传统的物理和化学修复方法存在诸多弊端, 如成本高昂、能耗巨大且可能引发二次污染。相比之下, 生物修复因其成本低、环境友好且无二次污染等优点, 被认为是最具潜力的策略^[5]。微生物降解是生物修复的核心手段之一, 但现有研究多集中于低环多环芳烃 (如萘和菲等) 的降解^[6], 对于三环多环芳烃萘 (Acenaphthene, ACE) 的微生物降解研究较少, 且环境因素对微生物降解能力的影响尚未得到充分探讨。

本研究从焦化场地中分离出一株高效萘降解菌菌株 AC-1, 系统研究了环境条件对其降解能力的影响, 并探讨了菌株 AC-1 对其他 PAHs 的广谱降

收稿日期: 2025-03-13; 修回日期: 2025-08-04

基金项目: 太原理工大学横向科研基金 (RH2200002532, RH2300002821); 山西交通控股集团有限公司科技项目 (2022-jkkj-21, 2022-yf7)

作者简介: 康菱珂 (2000-), 女, 硕士生, 研究方向为微生物修复技术, 13935006192@163.com; 钱天伟 (1968-), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向为污染场地修复理论与技术, 通讯联系人, qiantianwei@tyut.edu.cn。

解作用。此外,通过外源添加不同碳源进行共代谢实验,提升了菌株 AC-1 对萘的降解率,并通过中间产物检测推断出萘的微生物降解途径。本研究旨在为 PAHs 的生物修复提供理论参考,为环境污染治理提供新的思路和解决方案。

1 材料和方法

1.1 菌株 AC-1 的分离和筛选

1.1.1 培养基制备

实验中使用的培养基是 Luria-Bertani (LB) 培养基和矿物盐培养基 (MSM)。LB 培养基含 10.0 g/L 蛋白胨、5.0 g 酵母提取物和 10.0 g 氯化钠,使用前将 pH 调至 7.0。MSM 培养基为 3.24 g/L K_2HPO_4 、0.87 g Na_2HPO_4 、2.0 g NH_4Cl 、0.2 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 和 1 mL 微量元素溶液, pH 为 7.0。固体培养基是在液体培养基中加入 15 g/L 的琼脂。在细菌接种前,培养基在 121℃ 和 100 kPa 下高压灭菌 20 min。

1.1.2 土壤样品采集

土壤样品采集于中国山西省某焦化厂。按照 Yang 等^[7]的方法,首先进行土壤预处理,取 10 g PAHs 污染土壤,加入 90 mL 无菌生理盐水,于 30℃、150 r/min 转速下振荡 5 h,静置 30 min 后取 5 mL 上清液作为初始菌源。然后将菌源接种至含 50 mg/L 萘(唯一碳源)的 MSM 培养基中,于 30℃、150 r/min 的条件下振荡培养 7 d,连续转接 7 代。最后将富集液梯度稀释($10^{-1} \sim 10^{-6}$),涂布于萘-MSM 固体平板,30℃ 避光培养 5 d,挑取单菌落经 3 次平板划线纯化,获得纯菌株 AC-1。

1.2 菌株鉴定

1.2.1 形态学观察

将菌株培养液稀释、经革兰氏染色后,在显微镜下对细菌进行观察。使用扫描电子显微镜 (SEM) 表征菌株的表面形态。

1.2.2 分子生物学鉴定

将筛选出的萘优势降解菌株以 2% 的接种量接种至培养基中,培养 7 d,然后取出 2 mL 培养液于离心管中贮藏,送至北京六合华大基因科技有限公司测序。将测序结果输入到 NCBI 网站进行 Blast 比对,运用 MEGA7.0 软件构建系统发育树。

1.3 菌株 AC-1 的降解特性研究

为了系统评估菌株在不同环境条件下对萘的降解效率,本研究设计了一系列单因素实验。考察不同 pH(5、6、7、8、9)、不同温度(15、25、30℃ 和 35℃)

和不同的萘初始浓度(0、25、50、75 mg/L 和 100 mg/L)对降解效率的影响。还探讨了不同碳源对菌株 AC-1 降解萘能力的影响。实验设置了 4 组条件:第 1 组添加 50 mg/L 的萘作为碳源;第 2 组和第 3 组分别添加碳当量的醋酸钠和葡萄糖作为碳源;第 4 组为对照组,不添加额外碳源。所有实验组菌株均以 2% 的接种量接种,并定期取样。所有实验均有 3 组平行样本,以确保结果的准确性和可重复性。

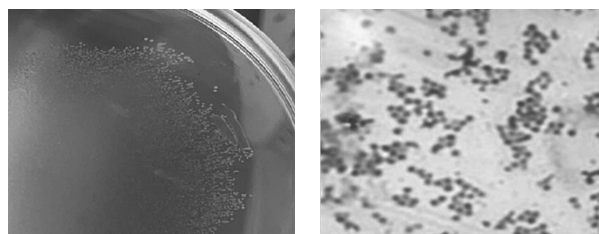
1.4 萘的中间产物分析

培养基接种 50 mg/L 萘,在 30℃ 和 pH 为 8 的条件下培养 13 d。每隔 48 h,取等体积的培养液并用 10 mL 乙酸乙酯进行第 1 次萃取。随后,用盐酸将萃取液酸化至 pH 为 2.3,再用乙酸乙酯进行第 2 次萃取。合并所有萃取液后,用旋转蒸发仪浓缩。将浓缩后的溶液溶解在 200 μ L 的甲醇中,使用气相色谱质谱法 (GC-MS) 分析萘的中间代谢物。

2 结果与讨论

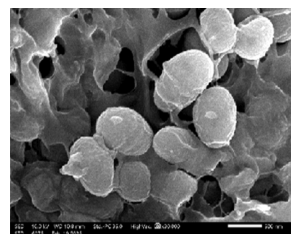
2.1 萘降解菌的分离和特征描述

如图 1(a) 所示,固体培养基上的菌落呈圆形,直径约 2~3 mm,外表光滑,呈白色,边缘模糊。它们能在以萘为唯一碳源的培养基中生长,说明菌株具有降解萘的能力。图 1(b) 所示的革兰氏染色结果显示,染色后呈红色,说明该菌株为革兰氏阴性。图 1(c) 为菌株在扫描电镜下的图像,可见菌体为杆菌,长约 0.6~0.9 μ m,宽约 0.5~0.7 μ m。



(a) 菌落形态

(b) 革兰氏染色



(c) SEM 图

图 1 菌株的形态学观察

通过 16S rDNA 测序及 Genbank 数据库序列比对,发现菌株 AC-1 与不动杆菌 (*Acinetobacter* sp.) 的同源性最高,序列相似度达到 99.9%。采用邻域

连接法构建了系统发育树(图2),显示菌株 AC-1 与多株不动杆菌具有高度同源性。综上,依据菌株 AC-1 的形态特征以及分子生物学鉴定结果,将菌株 AC-1 鉴定为不动杆菌。

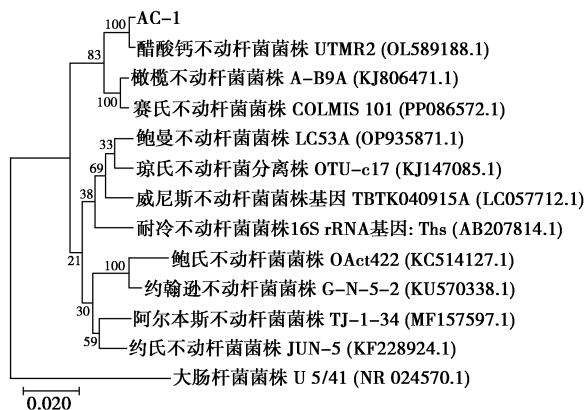
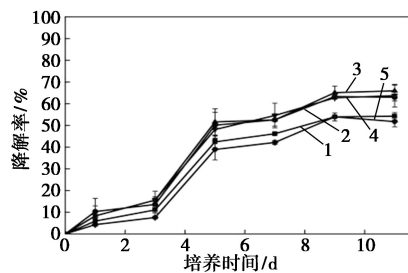


图2 基于菌株 AC-1 的 16S rDNA 基因片段序列构建的系统发育树

2.2 环境条件对菌株 AC-1 降解萘的影响

2.2.1 pH

图3显示了菌株 AC-1 在不同 pH(5、6、7、8、9)条件下的降解能力。11 d 后,降解率较高的为 pH=6~8,降解率在 60% 以上;其次为 pH=5 和 9,降解率分别为 54.26% 和 51.77%。结果表明,菌株 AC-1 在 pH 为 5~9 的范围内均能有效降解萘,且在 pH 为 6~8 的中性条件下效果最佳。由于苯环是 PAHs 的基本骨架,其电离状态受 pH 影响较大,因此环境 pH 对微生物降解萘具有显著影响。同时,极酸和极碱条件也会破坏酶蛋白结构中的氢键,影响生物降解过程^[8]。此外,pH 对细菌的生长也有直接影响。Rousk 等^[9]发现,微生物在中性或接近中性的 pH 水平下生长更为旺盛。因此,菌株 AC-1 在 pH 为 5 和 9 时降解效率相对较低,而在中性 pH=6~8 范围内降解效率最高。



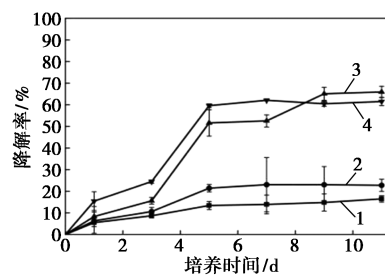
1—pH=5;2—pH=6;3—pH=7;4—pH=8;5—pH=9

图3 不同 pH 条件下萘的降解情况

2.2.2 温度

本研究评估了不同温度条件下,菌株 AC-1 对

初始浓度为 50 mg/L 的萘的降解能力。图4显示了菌株 AC-1 在不同温度(15、25、30、35℃)下的降解效率。经过 11 d 的培养,结果显示在 30℃ 和 35℃ 时,萘的降解率超过了 60%;而在 15℃ 和 25℃ 时,降解率仅为 15%~25%。这些结果表明,在一定范围内,菌株 AC-1 对萘的降解率随着温度升高而增加。这一发现与 Moayed 等^[10]的研究结果一致,微生物在不同温度(25、40、60℃ 和 70℃)下降解 PAHs 的降解率各不相同。较高的温度会促进微生物的生长和新陈代谢,从而提高其降解效率,而较低的温度会严重限制 PAHs 的生物降解^[11],这主要是由于低温抑制了微生物的生物活性,并降低了 PAHs 的溶解度^[12]。温度对微生物降解效率的影响机制主要体现在 2 个方面:一是温度影响微生物细胞内降解酶的活性,从而影响 PAHs 的降解;二是温度能够改变 PAHs 在土壤中的溶解度,进而改变其生物利用性^[13]。



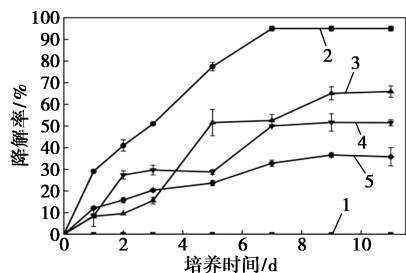
1—15℃;2—25℃;3—30℃;4—35℃

图4 不同温度条件下萘的降解情况

2.2.3 萘初始浓度

图5显示菌株 AC-1 在不同初始浓度下对萘的降解效率。当萘的初始浓度为 25 mg/L 时,降解率最高,11 d 后达到 95.03%。当初始浓度为 50、75 mg/L 和 100 mg/L 时,降解率依次降低,分别为 65.96%、51.57% 和 35.83%。这些结果表明,污染物的初始浓度与 PAHs 的生物降解效率呈负相关。高浓度的污染物会对多环芳烃的降解过程产生显著的抑制作用,而低浓度的污染物则更有利于 PAHs 的降解,通常会导致更高的降解效率^[14]。在本研究中,菌株 AC-1 的降解效率随着萘的初始浓度的增加而降低,这可能是由于高浓度萘可直接与微生物 DNA 结合,造成其断裂或突变;或者改变细胞膜通透性,造成组织液渗漏;同时还可能导致细胞内产生过量活性氧,攻击细胞内蛋白质和脂质,从而抑制微生物代谢,降低降解效率^[15]。此外,高浓度的 PAHs 及其代谢中间产物的累积也可能对降解菌产生毒害

作用,抑制微生物的生长和降解能力^[16]。

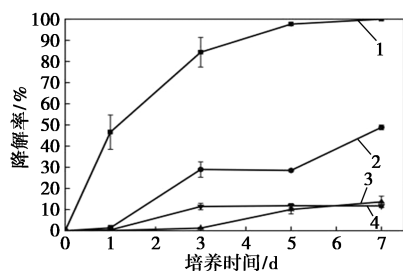


1—0 mg/L; 2—25 mg/L; 3—50 mg/L; 4—75 mg/L; 5—100 mg/L

图 5 不同浓度条件下芴的降解情况

2.3 菌株 AC-1 对 PAHs 的广谱降解作用

图 6 显示了菌株 AC-1 对 4 种混合 PAHs (萘、芴、芴和菲) 的降解情况。结果显示,菌株 AC-1 对这 4 种污染物的降解程度存在显著差异。值得注意的是,在混合 PAHs 中,萘的降解速度最快,在 24 h 内开始降解,并在 7 d 后完全降解。这表明菌株 AC-1 优先利用萘作为碳源,这与 Zhang 等^[17] 在研究菌株 SHPJ-2 降解混合 PAHs 时的观察结果一致。随后,芴在 1 d 后开始降解,7 d 后降解率达到 48.86%。与单独降解芴时相比,混合降解 7 d 的降解率要低约 4%,这一结果表明,其他 PAHs 的存在可能会抑制芴的降解,这与 Hennessee 等^[18] 的研究结果一致,该研究发现单一 PAH 降解与混合 PAH 降解之间的代谢差异,以及混合降解中的拮抗作用。



1—萘; 2—芴; 3—芴; 4—菲

图 6 菌株 AC-1 对 PAHs 的广谱降解作用

芴降解从 1 d 后开始,2 d 后稳定在 13.65%,而非降解最慢,7 d 后降解率为 11.73%。这些结果证实了菌株 AC-1 对萘、芴、芴和菲的降解能力。这种差异可能是由于 PAHs 的种类和浓度增加,对降解细菌的活性产生了明显的抑制作用。Song 等^[19] 也有类似的发现,他们观察到菌株 S01 对单一底物萘、菲和芴的降解率分别为 95.34%、87.59% 和 55.11%。然而,当这些 PAHs 存在于混合物中时,降解率分别降至 75.22%、66.03% 和 46.54%。

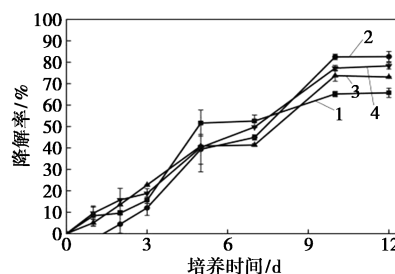
Ansari 等^[20] 研究了在土壤生物修复中能够降

解 PAHs 的各种微生物的生长情况,发现 PAHs 的生物降解性因其化学结构而异,较小、较简单的化合物通常能更快地被微生物分解。经过 5 d 的降解,混合系统菌株 AC-1 对 4 种 PAHs 的降解能力依次为萘>芴>芴>菲。当多种 PAHs 共存时,细菌可能会根据底物偏好选择性降解一种或多种化合物^[21]。

不同的降解率可能是由于分子结构和苯环数量的不同造成的:萘是水溶性最高的双环多环芳烃,而芴、芴和菲是三环化合物,其中芴的水溶性最高。Sharma 等^[22] 还发现,7 d 后,混合菌株对芴、菲和芴的降解率分别为 75%、67.8% 和 39.2%,降解率随着环数的增加而降低。此外,PAHs 分子大小会影响疏水性和电化学稳定性,这也会影响降解的难易程度^[23]。

2.4 共代谢对菌株 AC-1 降解芴的影响

图 7 展示了芴在不同碳源(葡萄糖、醋酸钠和萘)条件下的降解情况。经过 12 d 的培养,以萘作为额外碳源的降解率达到 82.61%,而以醋酸钠和葡萄糖作为额外碳源的降解率分别为 78.30% 和 73.10%。与不添加碳源的降解相比,降解率分别提高了 16.86%、12.55% 和 7.35%。这表明,添加额外碳源能够显著提升芴的降解效率。



1—芴; 2—芴+萘; 3—芴+葡萄糖; 4—芴+醋酸钠

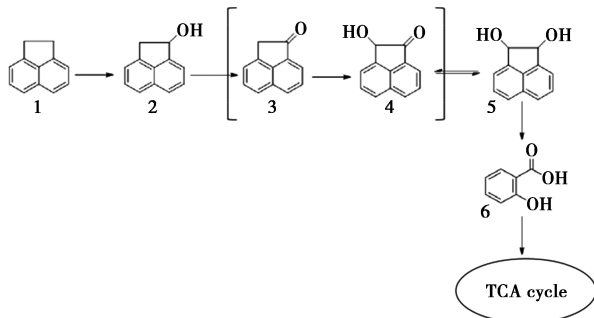
图 7 不同碳源对 AC-1 降解芴的影响

添加萘作为额外碳源时,对 AC-1 菌株降解芴的促进作用最为明显。这可能是由于一些低环(LMW)PAHs 加入共代谢,很容易促进原 PAHs 的降解^[24]。这种促进作用可能与水相中溶解的萘穿过细菌的细胞膜到达并分散在细胞质中有关。这一过程诱导了相关降解酶的有效表达,从而促进了系统中其他 PAH 底物的降解^[25]。

2.5 菌株 AC-1 对芴的降解机制

在微生物降解过程中,分析中间代谢物对于揭示多环芳烃(PAHs)降解机制具有重要意义。本研究以不动杆菌菌株 AC-1 为研究对象,通过 GC-MS 分析其对芴降解过程中的中间产物,以阐明其生物

降解途径。结果表明,菌株 AC-1 在降解萘的过程中,主要检测到的中间产物包括萘、1-萘醇、1,2-二羟基萘和水杨酸正己酯。这表明不动杆菌菌株 AC-1 可能通过水杨酸代谢途径实现对萘的降解,其降解途径如图 8 所示。



1—萘;2—1-萘醇;3—1-萘酮;4—1-羟基-2-酮基萘;
5—1,2-二羟基萘;6—水杨酸;方括号中是未检出物质

图 8 菌株 AC-1 降解萘的可能途径

萘首先通过初级氧化反应生成 1-萘醇,然后在脱氢酶的作用下转化为 1-萘酮,这与 Ghosal 等^[26]研究不动杆菌 AGAT-W 降解萘的结果一致。1-萘酮进一步发生羟基化反应,生成 1-羟基-2-酮基萘,随后通过可逆的互变异构化反应生成 1,2-二羟基萘。Mallick 等^[27]在鞘氨醇单胞菌降解萘的研究中提出了相似的降解途径。1-萘酮经过羟基化反应生成 1-羟基-2-酮基萘,再经过可逆异构化反应生成 1,2-二羟基萘。在 Wang 等^[28]发现的希拉菌 (*Shinella* sp.) 降解萘的中间产物中也检测到了 1-萘醇和 1,2-二羟基萘的存在。这表明上述降解途径在不同菌株中具有一定的普适性。1,2-二羟基萘在脱氢酶的作用下进一步生成萘醌,最终转化为水杨酸。水杨酸作为关键中间产物,可进一步代谢并进入三羧酸循环(TCA 循环),从而完成萘的完全矿化^[28]。

3 结论

(1) 从焦化厂污染土壤中分离出一株高效降解萘的菌株 AC-1,通过形态分析、革兰氏染色和 16S rDNA 测序,鉴定其为不动杆菌(*Acinetobacter* sp.)。

(2) 菌株 AC-1 降解的适宜条件为 pH = 6.0 ~ 8.0 和温度 30℃,在此条件下对 50 mg/L 萘的降解率可达 65.96%。

(3) 菌株 AC-1 不仅对萘具有高效的降解能力,还对多种多环芳烃(包括萘、蒽和菲)表现出广谱降解能力,这进一步证实了其在生物修复中的应

用潜力。

(4) 共代谢实验发现,添加萘作为外加碳源共代谢可进一步增强菌株 AC-1 对萘的降解效果。

(5) 通过对降解过程中间代谢物的分析发现菌株 AC-1 通过水杨酸途径降解萘,这一代谢途径的明确为优化降解过程提供了理论基础。

参考文献

- [1] Meng Y, Liu X, Lu S, *et al.* A review on occurrence and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lakes of China [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 2497-2506.
- [2] Ren C, Zhang Q, Wang H, *et al.* Characteristics and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons of groundwater in Hutuo River alluvial-pluvial fan, China, based on PMF model [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(8): 9647-9656.
- [3] Jones K C, Grimmer G, Jacob J, *et al.* Changes in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of wheat grain and pasture grassland over the last century from one site in the U.K [J]. *The Science of the Total Environment*, 1989, 78: 117-130.
- [4] Goswami L, Kumar R V, Manikandan N A, *et al.* Simultaneous polycyclic aromatic hydrocarbon degradation and lipid accumulation by *Rhodococcus opacus* for potential biodiesel production [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2017, 17: 1-10.
- [5] Kuppasamy S, Thavamani P, Venkateswarlu K, *et al.* Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: Technological constraints, emerging trends and future directions [J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 944-968.
- [6] Rejimiemon T S, Lekshmi R, Alodaini H A, *et al.* Biodegradation of naphthalene by biocatalysts isolated from the contaminated environment under optimal conditions [J]. *Chemosphere*, 2022, 305: 135247.
- [7] Yang J, Li B, Li W, *et al.* Degradation of naphthalene by degrading bacteria isolated from coking contaminated sites [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2023, 42(8): 4351-4361.
- [8] Othman N, Abdul-Talib S, Tay C C, *et al.* Optimization of low ring polycyclic aromatic biodegradation [J]. *Materials Science and Engineering*, 2016, 136(1): 012054.
- [9] Rousk J, Bååth E, Brookes P C, *et al.* Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil [J]. *The ISME Journal*, 2010, 4(10): 1340-1351.
- [10] Moayed H K, Panahi M, Ghazizade M J, *et al.* Removal of PAH compounds from refinery industrial sludge as hazardous environmental contaminants through anaerobic digestion [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2021, 18(6): 1617-1626.
- [11] Eriksson M, Sodersten E, Yu Z, *et al.* Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons at low temperature under aerobic and nitrate-reducing conditions in enrichment cultures from northern soils [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69(1): 275-284.

- [12] Mueller J G, Devereux R, Santavy D L, *et al.* Phylogenetic and physiological comparisons of PAH-degrading bacteria from geographically diverse soils[J]. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 1997, 71(4): 329–343.
- [13] Romano I, Ventrino V, Schettino M, *et al.* Changes in soil microbial communities induced by biodegradable and polyethylene mulch residues under three different temperatures [J]. *Microbial Ecology*, 2024, 87(1): 101.
- [14] Goswami L, Manikandan N A, Dolman B, *et al.* Biological treatment of wastewater containing a mixture of polycyclic aromatic hydrocarbons using the oleaginous bacterium *Rhodococcus opacus* [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 196: 1282–1291.
- [15] Wang Z, Wang W, Li Y, *et al.* Co-metabolic degradation of naphthalene and pyrene by acclimated strain and competitive inhibition kinetics [J]. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 2019, 54(6): 505–513.
- [16] Zheng S, Dong J, Chen Q, *et al.* Elevated toxicity and high-risk impacts of small polycyclic aromatic hydrocarbon clusters on microbes compared to large clusters [J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 59(1): 224–233.
- [17] Zhang L, Liu H, Dai J, *et al.* Unveiling degradation mechanism of PAHs by a *Sphingobium* strain from a microbial consortium [J]. *mLife*, 2022, 1(3): 287–302.
- [18] Hennessee C T, Li Q X. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures on degradation, gene expression, and metabolite production in four *Mycobacterium* species [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2016, 82(11): 3357–3369.
- [19] Song Q, Li X, Hou N, *et al.* Chemotaxis-mediated degradation of PAHs and heterocyclic PAHs under low-temperature stress by *Pseudomonas fluorescens* S01: Insights into the mechanisms of biodegradation and cold adaptation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 469: 133905.
- [20] Ansari F, Momina, Ahmad A, *et al.* Review on bioremediation technologies of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from soil: Mechanisms and future perspective [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2023, 179: 105582.
- [21] Singh B K, Walker A. Microbial degradation of organophosphorus compounds [J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2006, 30(3): 428–471.
- [22] Sharma A, Singh S B, Sharma R, *et al.* Enhanced biodegradation of PAHs by microbial consortium with different amendment and their fate in *in-situ* condition [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 181: 728–736.
- [23] Sahoo B M, Kumar B, Banik B K, *et al.* Polyaromatic hydrocarbons (PAHs): Structures, synthesis and their biological [J]. *Current Organic*, 2020, 17(8): 625–640.
- [24] Zhu X Z, Ni X, Waigi M G, *et al.* Biodegradation of mixed PAHs by PAH-degrading endophytic bacteria [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2016, 13(8): 805.
- [25] Mohapatra B, Phale P S. Microbial degradation of naphthalene and substituted naphthalenes: Metabolic diversity and genomic insight for bioremediation [J]. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 2021, 9: 602445.
- [26] Ghosal D, Dutta A, Chakraborty J, *et al.* Characterization of the metabolic pathway involved in assimilation of acenaphthene in *Acinetobacter* sp. strain AGAT-W [J]. *Research in Microbiology*, 2013, 164(2): 155–163.
- [27] Mallick S. Biodegradation of acenaphthene by *Sphingobacterium* sp. strain RTSB involving *trans*-3-carboxy-2-hydroxybenzylidenepyruvic acid as a metabolite [J]. *Chemosphere*, 2019, 219: 748–755.
- [28] Wang Z, Hu H, Zhang Z, *et al.* A multiple PAHs-degrading *Shinella* sp. strain and its potential bioremediation in wastewater [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 879: 162974. ■

(上接第 284 页)

- [11] Chen R, Tang H, He P, *et al.* Interface engineering of biomass-derived carbon used as ultrahigh-energy-density and practical mass-loading supercapacitor electrodes [J]. *Advanced Functional Materials*, 2022, 33(8): 2212078.
- [12] Chen J, Huang B, Cao R, *et al.* Steering local electronic configuration of Fe-N-C-based coupling catalysts via ligand engineering for efficient oxygen electroreduction [J]. *Advanced Functional Materials*, 2022, 33(4): 2209315.
- [13] Chen Z, Zou Y, Chen H, *et al.* Bamboo-modulated helical carbon nanotubes for rechargeable Zn-air battery [J]. *Small*, 2023, 20(14): 2307776.
- [14] Chi K, Wang Z, Sun T, *et al.* Simultaneously engineering the first and second coordination shells of single iron catalysts for enhanced oxygen reduction [J]. *Small*, 2024, 20(33): 2311817.
- [15] Guo Q, Yu X F, Zhang K, *et al.* Atomically dispersed Co-Mn dual sites anchored in photoresponsive carbon nitride mediated peroxymonosulfate activation for elimination of petroleum hydrocarbon in water [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2024, 343: 123581.
- [16] Jiao Y, Gu X, Zhai P, *et al.* Three-dimensional Fe single-atom catalyst for high-performance cathode of Zn-Air batteries [J]. *Nano Letters*, 2022, 22(18): 7386–7393.
- [17] Xiong Q, Zheng J, Liu B, *et al.* In-situ self-templating construction of Fe/n co-doped 3D porous carbon from bimetallic ions-coordinated porous organic polymer for rechargeable zinc-air batteries [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2023, 321: 122067.
- [18] Wang Y, Katyal N, Tang Y, *et al.* One-step pyrolysis construction of bimetallic atom-cluster sites for boosting bifunctional catalytic activity in Zn-air batteries [J]. *Small*, 2023, 20(11): 2306504.
- [19] Wei Y, Xia H, Lan H, *et al.* Boosting the catalytic activity of nitrogen sites by spin polarization engineering for oxygen reduction and wide-temperature ranged quasi-solid Zn-air batteries [J]. *Advanced Energy Materials*, 2023, 14(4): 2303011.
- [20] Chi B, Zhang L, Yang X, *et al.* Promoting ZIF-8-derived Fe-N-C oxygen reduction catalysts via Zr doping in proton exchange membrane fuel cells: Durability and activity enhancements [J]. *ACS Catalysis*, 2023, 13(7): 4221–4230.
- [21] Tan P, Wu Y, Tan Y, *et al.* In situ fast construction of Ni₃S₄/FeS catalysts on 3d foam structure achieving stable large-current-density water oxidation [J]. *Small*, 2023, 20(14): 2308371. ■