

石油污染土壤微生物联合修复技术研究进展*

周龙涛 王群立 贾悦 张军 马岚 刘博

(中国石油新疆油田公司工程技术研究院)

摘 要 微生物联合修复技术处理成本低、环境影响小、无二次污染,且较微生物修复或植物修复效率更高,耗时更短,成为当前的研究热点。文章介绍了植物-微生物联合修复、电动-微生物联合修复、氧化-微生物联合修复和表面活性剂强化微生物修复四种联合修复技术,简要阐述了修复机理、适用范围和工艺参数,为生物修复技术的选择提供了参考,并对以后生物修复的研究重点进行了展望。

关键词 石油污染土壤; 植物-微生物; 电动-微生物; 氧化-微生物; 表面活性剂强化

DOI:10.3969/j.issn.1005-3158.2019.06.002

文章编号: 1005-3158(2019)06-0005-06

0 引 言

土壤中石油污染物的去除主要有物理、化学和生物三种技术方法。其中,物理和化学技术的修复周期短、效果好,但修复成本高,且具有二次污染环境可能。生物修复技术因操作简单、成本低、无二次污染、可在原位修复等优点,受到越来越多的关注。生物修复技术包括微生物修复、植物修复、动物修复及微生物联合修复。微生物修复具有完整的降解污染物能力,但需要外界提供能量,易受环境影响;植物修复不需要外界提供能量,污染物通过根系吸收和根际效应降解,受植物生长规律限制明显;动物修复通过增强土壤的通透性和肥力,促进微生物、植物的降解效率,自身降解效率较低。大量研究表明联合修复技术较单一生物修复技术具有更好的修复效果、更短的修复时间。微生物的可降解所有石油组分特点,为开展微生物联合修复技术提供基础,常见的微生物联合修复技术主要为:植物-微生物、电动-微生物、氧化-微生物和表面活性剂强化微生物。

1 植物-微生物联合修复技术

植物-微生物联合修复技术是利用植物-微生物协同作用形成的污染物富集、固定、降解技术。植物为其相关的根际细菌和内生细菌提供生长繁殖的场所和营养,细菌通过降解和降低有机污染物毒性来帮助植物克服污染物的胁迫反应,增加植物地上部分和根系的生物量,而且可以促进植物生长。刘鑫^[1]研究表明,在 PAHs 污染土壤或者大田试验条件下,接种菌

株 SL-1 可明显促进紫花苜蓿的生长,并且微生物-植物联合修复降解 PAHs 比微生物或者植物修复更有效。傅婉秋等^[2]将植物-微生物修复技术分为植物-内生菌、植物-菌根菌、植物-根际微生物 3 种联合修复体系。内生菌是存在于植物组织内部,不引发宿主表现出明显感染症状的生物菌群,主要包括细菌、真菌、放线菌。吴春雅等^[3]内生菌主要通过促进宿主植物生长,改善植物摄取污染物能力和酶促降解污染物等方法提高植物去除污染物的能力。Pawlik 等^[4]从百脉根和月见草中分离出 26 种降解烃类的内生菌,这些内生菌均对植物的生长均有广泛的促进作用,超过 40% 的菌株具有 1-氨基环丙烷-1-羧酸脱氨酶基因,约 20% 菌株可以用正十六烷作为唯一碳源,并提出通过优选内生菌株来增强植物对碳氢污染场地的修复能力。菌根菌是指能使植物根系形成菌根的真菌;丛枝菌根真菌(AMF)是广泛存在于陆地生态系统中的植物共生菌,可与宿主植物形成依赖于碳水化合物-矿质养分交换的专性共生体,植物为 AMF 提供生长所需碳水化合物,AMF 根外菌丝帮助植物吸收土壤中的矿质养分,特别是土壤中移动性较差,根系吸收相对困难的磷、铜、锌等^[5]。Meghlouli^[6]将土著和商业菌根接种到苜蓿和高羊茅上,结果表明土著和商业菌根菌定植于植物根系,菌根的生长反映取决于接种物的种类,接种土著菌更能增加细菌的丰度。土壤微生物活性的增加是降低污染物毒性当量浓度的主要原因。Xun 等^[7]研究了植物生长促进菌和丛枝菌根真菌对燕麦修复盐碱污染土壤的影响,结果表明,

* 基金项目:中国石油天然气集团公司重大科技专项(2016E-12)。

周龙涛,2014 年毕业于西南石油大学油气井专业,硕士,现在中国石油新疆油田公司工程技术研究院从事油田“三废”治理技术研究工作。通信地址:新疆克拉玛依市胜利路 87 号,834000。E-mail:352950515@qq.com。

接种植物生长促进菌和丛枝菌根真菌可以增加植物的干重和高度,增加抗氧化酶的活性,增强植物对有害的碳氢化合物污染物的耐受性,在中度污染土壤中石油总烃的降解率达到 49.73%。根际微生物是指紧密附着于根际土壤颗粒中的微生物,以细菌为主。在植物-细菌组合中,持久性有机污染物可以被植物相关细菌降解,其中主要降解菌是根际细菌^[8]。Banks 等^[9]研究表明,石油污染土壤微生物群落在数量上受植被和污染物浓度的影响,植被土壤微生物群落可能具有更丰富的多样性,能够利用多种碳源。Pritchina 等^[10]研究表明,在高污染土壤中南瓜、西葫芦、生菜根际的微生物群落结构主要受土壤污染程度的影响,而小麦根际微生物群落的形成以植物效应为主。Shahsavari 等^[11]从豆类、草和农作物筛选出 11 种植物进行了 1% 柴油/原油混合污染土壤耐受试验,出苗率、芽长、根长和根/芽生物量结果表明玉米和小麦的适应性最好。玉米和小麦植物根际的存在使土壤微生物群落结构的变化,出现了有助于修复根际石油烃的真菌和 *alkB* 细菌。王亚男等^[12]研究表明,萱草对石油烃含量 40 000 mg/kg 具有良好的耐性,暴露在石油烃中会引起萱草根某些代谢物产生显著的变化,根系代谢物中的葡萄糖、丁酸、果糖、己二酸、核糖、葡萄糖酸、赖氨酸对土壤中 TPHs 的去除起到了关键作用。潘声旺等^[13]研究表明,黑麦草根系分泌物为微生物代谢提供营养和能量物质,促进了根际微生物种群数量的增加,强化了根际微生物的降解效能。

2 电动-微生物联合修复技术

电动修复技术主要包括电化学氧化、电泳、电渗析以及电迁移 4 种修复机制,对于石油烃这种移动性能较差、黏着性较强的非离子型有机污染物,主要通过电化学氧化降解,其与微生物联合修复时,电场可促进土壤中微生物的迁移以及营养物质的运输,明显的提高微生物的代谢活性,从而提高污染物的去除效率。Lear 等^[14]研究表明直流电场对微生物健康没有明显的有害作用,反而可以促进微生物的迁移和营养物质的输送,证明了电动与微生物技术联合修复的可行性。Li 等^[15]筛选了可以在电场环境下生长的 PAHs 降解菌 PB4 和 FB6,并接种到 184.95 mg/kg PAHs 污染的土壤中进行修复实验。结果表明,在电场条件下 PB4 和 FB6 的降解率比单独使用 PB4 和 FB6 高 15.4% 和 14%,适用于重质 PAHs 污染土壤

的降解。罗启仕等^[16]研究表明,非均匀电场能有效地促进土壤中 Rm1021-GFP 细菌的运移,其主要机理是电泳、介电泳和随电渗析流迁移,主要影响因素是土壤介质、电压梯度和电极反应。Wick 等^[17]研究表明,低电流强度对微生物活性无明显作用,当电流强度达到 1.67 A/m² 时,可以明显提高微生物的代谢活性。李婷婷等^[18]在 5 min 切换一次电极的完全对称电场作用下,对 50 mg/g 的石油污染土壤进行了电动-微生物修复实验,电压梯度 1 V/cm 时,土壤中有有效氮、有效磷、有效钾的平均值分别是对照组的 1.3、1.6 和 1.2 倍。土壤的 pH 值稳定在 6.3±0.2,温度升高 2~3℃,石油降解菌数量增加,修复 60 d 后石油去除率达到 33.42%,是对照组的 2.4 倍。2016 年进一步指出,周期性切换电极可以提供良好的土壤环境,提高石油污染土壤的修复效率^[19]。杨波波^[20]研究表明,最佳的修复条件为,电极材料为石墨电极、传输方式为直插式、电场强度为 100 V/m,变换电场电极的正负极和脉冲电场对含油土壤的处理效果影响不显著,耦合结合表面活性剂和翻堆处理效果显著。黄廷林等^[21]对陕北石油污染土壤进行了微生物和外加电场联合修复的实验研究,54 d 后施加电场的石油降解率比不加电场的提高 12%,土壤中的直链饱和烃基本被去除,降解促进作用主要表现在初期,降解后期促进作用不明显,适宜的电场强度为 300 V/m。嵇婷婷等^[22]研究表明,电动-微生物联合修复石油胶质污染土壤 60 d 后,胶质的降解率为 20% 左右,比微生物修复效果高 3 倍以上。从发芽率情况可知,联合作用能有效降低胶质的毒性,且阴极区的效果最好。王冰等^[23]研究发现,电化学氧化作用可以促使胶质结构发生变化,适当的电流可以促进微生物新陈代谢,为微生物提供适宜的 pH、水分、温度等生存条件,增强微生物活性,微生物数量增长期主要集中于 0~20 d,20~50 d 增长速率减慢,50 d 后微生物数量趋于稳定。张静^[24]发现,采用切换电极的通电方式修复石油污染盐碱土壤,可有效地避免酸碱极化现象的发生,将土壤 pH 维持在中性水平上,电解反应会引起土壤水分的损失,需定时补充土壤水分,整个电动-微生物修复过程中单位质量土壤消耗电能 4.84 kW·h,成本相对较低。

3 氧化-微生物联合修复技术

氧化-微生物修复技术主要先通过化学氧化预处理将土壤中难降解的大分子有机污染物转化为低毒

或无毒的小分子易处理物质,或者直接降解成 CO_2 、 H_2O 等,然后再进行生物修复。目前常用的氧化剂包括:臭氧、过氧化氢、高锰酸盐、过硫酸盐及类Fenton试剂等。Sutton等^[25]认为与仅使用化学或生物修复相比,原位化学氧化和生物联合修复是更广泛、快速和经济的污染土壤修复方法。Kulik等^[26]对PAHs污染土壤按230 mg/kg臭氧进行预氧化后,在20℃阴暗处进行了8周的好氧生物降解实验,结果表明,臭氧与微生物联合修复沙土和腐质土中PAHs降解比单一臭氧降解率分别提高了22%和40%,比单一微生物降解率提高了27%和16%。蔡月华等^[27]指出臭氧预氧化耦合微生物降解技术的优点是臭氧扩散效率高、影响半径大,利于与土壤中的PAHs接触,缺点是臭氧的半衰期短、传输距离短、腐蚀性强且需现场生成。魏德洲等^[28]在石油污染土壤的微生物治理过程中发现,加入适量的 H_2O_2 可以增加近3倍的总除油率。蔡武^[29]以杭州半山钢铁基地表层土壤为实验对象,对比不同浓度双氧水、改性Fenton、活化过硫酸钠、高锰酸钾四种氧化剂对多环芳烃的氧化效果,结果表明高锰酸钾处理时对土壤影响最小,氧化效率较高,但过多使用会影响土壤的通透性。Mora等^[30]研究表明,高浓度的过硫酸盐对土壤的pH、细菌数量和群落结构有重要影响,高浓度的过硫酸盐抑制生物降解过程,低浓度的过硫酸盐可以缩短生物适应时间,促进生物修复非污染土壤的时间,且对土壤的理化和生物特性没有负面影响。张晓慧等^[31]研究表明,加热活化和调节pH活化过硫酸盐强化微生物处理石油污染土壤比单独用微生物降解率提高10%,最优活化温度30℃,最优pH值是3和10,其中pH值对 $\text{C}_{10}\sim\text{C}_{13}$ 、 $\text{C}_{19}\sim\text{C}_{24}$ 组分降解的影响较大,温度对 $\text{C}_{14}\sim\text{C}_{18}$ 组分降解的影响较大。肖鹏飞等^[32]认为有机污染物修复的过硫酸盐活化方法分为过渡金属离子活化、氧化剂活化、碱活化、热活化及联合活化等,活化过硫酸盐的影响因素为过硫酸盐的用量、初始pH值、反应时间和添加方式。李社锋等^[33]指出活化过硫酸盐具有选择性氧化有机污染物的特点,在PAHs类污染土壤修复时,可以考虑用过渡金属活化、热活化方式。吴昊等^[34]研究表明, Fe^{2+} 活化过硫酸钠对TPH的去除效果最好,碱活化次之, H_2O_2 活化效果一般,热活化效果最差, Fe^{2+} 活化过硫酸钠去除土壤中的TPH基本在5 min内完成,一次添加氧化剂的降解效果优于多次添加,最佳的过硫酸钠用量

为2.5 mmol/g。高春阳等^[35]以 H_2O_2 和 $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1.5\text{H}_2\text{O}_2$ 活化 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 降解原油污染土壤研究表明,氧化后污染物中饱和烃占比增加5.28%~11.93%,芳香烃、胶质、沥青质的占比分别降低了0.10%~2.53%,2.53%~3.80%,0.94%~3.43%,添加氧化剂后土壤中大部分土著微生物会被氧化剂杀死,90 d后基本可以恢复初始水平。Ojinnaka等^[36]研究表明,Fenton试剂能有效去除原油污染土壤中的碳氢化合物,特别是在酸性环境中。郑洪贵^[37]研究表明,改性Fenton化学氧化不仅不会降低土壤中微生物的活性,而且可以提高后续生物修复的效率。徐金兰等^[38]研究了Fenton改性修复石油污染土壤中存在 H_2O_2 和 Fe^{2+} 浓度最优值,过高的浓度会加大土壤中SOM的氧化率。低浓度多次投加 H_2O_2 的改性方法,不仅能大幅度提高TPH的降解效率,而且降低了破坏SOM的风险。韩旭等^[39]研究了Fenton氧化-微生物联合修复对含TPH(W)4%,8%,11%土壤的修复效果,在分别加入最佳 H_2O_2 量3,4,4 mol/L(Fe^{2+} 加入量0.04 mol/L)处理后,20 d后TPH的最高去除率分别为88.8%,65.0%,47.7%,较Fenton氧化或微生物法均有很程度的提高,且减少了降解时间,增加了土壤有机质。

4 表面活性剂强化微生物修复技术

土壤对石油烃的吸附是限制生物利用性的主要因素。表面活性剂的一方面具有较强的增溶作用,可以提高传质速率;另一方面可以改变微生物细胞膜流动性,促进微生物降解酶活性改变及基因表达,从而提高降石油烃的降解效率。Eljora^[40]认为表面活性剂不但可以增加烃类物质的溶解,而且可以增加烃类物质的生物可利用性。钱欣平^[41]指出,表面活性剂可以促进难溶烃类的分散和吸收,调节细胞表面与烃类之间的亲和力,一些菌种产生的表面活性剂甚至对其他菌株的生长有抑制作用。赵淑梅等^[42]将产生生物表面活性剂的生物来源分为三大类:完全以烷烃为碳源、仅以水溶性底物为碳源、以烷烃和水溶性底物为碳源。并指出生物表面活性剂可以强化生物修复过程,能将烃类物质乳化,进而促进其降解。牛明芬等^[43]从大庆油田油泥样品中筛选出3株能产生表面活性剂的细菌,初步鉴定为地衣芽孢杆菌、枯草芽孢杆菌和铜绿假单胞菌,其产生的表面活性剂可耐受高温和高浓度的盐,对pH值的适应范围广,处理72 h后石油的去除率分别达到62.31%,81.69%和71.38%。

Das 等^[44]研究了嗜热苦菜杆菌 DM-4 和假单胞杆菌 M 和 NM 对原油的降解,结果表明其既是石油降解菌同时也产生表面活性剂,其中假单胞杆菌比枯草杆菌修复效果更好,且修复过程中 pH 值基本保持不变。Olivera 等^[45]对表面活性剂产生菌进行显微镜观察和细胞表面的疏水性测定,发现食烷菌降解烃类物质的初期并不产生表面活性剂,主要依靠食烷菌黏附在烃类上进行降解,后期分泌表面活性剂帮助细菌脱离烃类,促使烃类化合物表面细菌的更替,从而促进烃类降解。Jorfi 等^[46]应用铜绿假单胞菌 SP4 产生的表面活性剂对浓度为 500 mg/kg 芘污染的土壤进行修复,其芘去除率达到 84.6%,未添加表面活性剂的去除率为 59.8%。吴小红等^[47]研究表明,鼠李糖脂能促进石油烃类降解菌的生长,可以促进 X4 菌株对石油烃的降解。刘巍巍等^[48]通过盆栽实验研究了生物表面活性剂强化微生物修复 PAHs 污染土壤的效果,结果表明,添加 PAHs 专性降解菌(DB)和鼠李糖脂(RH)的 PAHs 降解率高于单独使用一种,DB 主要提高土壤中的脱氢酶、多酚氧化酶活性,RH 主要提高 PAHs 的生物可利用性。Mesbaiah 等^[49]研究了从污染土壤中筛选出的类芽孢杆菌 1C 的特点,该菌可以将 PAHs 作为唯一碳源和能源,其产生的表面活性剂可以提高 PAHs 的溶解度,在较大的 pH 值、温度和盐度范围内性能稳定,而且对病原体显示出显著的抗菌活性,可用于修复多环芳烃污染。Lladó 等^[50]研究表明,非离子表面活性剂 Brj30 的存在阻碍了放线菌和拟杆菌的增殖。周敏等^[51]研究表明,芽孢杆菌 ZG0427 产生的脂肽类阴离子表面活性剂对石油降解菌 YM15 及 KB1 的作用有明显差别,对前者的促进作用明显,而对后者在质量浓度较低时即表现出抑制作用。王凌文^[52]研究了鼠李糖脂、SDBS 和 Tween80 对 PAHs 污染场地生物群落结构和活性的影响,发现表面活性剂可以增加群落中细菌的数量,优化细菌的群落结构,改善群落土著细菌活性。修复 90 d 后 PAHs 去除率达到 80.9%~92.4%,降解率是未添加表面活性剂处理场地的 3~4 倍,作用效果为鼠李糖脂> Tween80> SDBS,最佳浓度分别为 10, 50, 50 mg/kg。荣璐阁等^[53]研究了表面活性剂对甲基营养型芽孢杆菌修复柴油污染土壤的影响,结果表明 SDBC 和 SDS 对甲基营养型芽孢杆菌具有抑制作用,Tween80 和 RL 起到了促进作用,2 000 mg/L 的 Tween80 比 500 mg/L 的 RL 强化甲基营养型芽孢杆

菌修复效率更高,且经济可行。

5 展 望

微生物联合修复效率更高,具有广阔的研究前景。目前国内外已开展了大量的微生物联合修复技术研究,形成了多项与微生物联合的修复技术,且室内应用效果良好。但在大田试验中,受环境因素影响,菌株的存活率和生物活性降低,导致修复效率低、修复周期长。为尽快发挥微生物联合修复优势,实现工业化推广应用,需加强以下几个方面的研究。

1)微生物联合修复技术中,嗜油微生物在石油污染土壤中生长繁殖是降解的前提,应加强高效石油降解菌的筛选、驯化和培养,培育出适用于高污染物浓度、极端温度条件的菌株;目前关于好氧嗜油菌的研究较多,而石油污染土壤中氧气浓度低,厌氧嗜油菌的修复具有技术优势,应加强厌氧嗜油菌株的筛选研究;表面活性剂可促进嗜油菌降解效果,应加强促进高效嗜油菌生长的表面活性剂产生菌和能产生表面活性剂的嗜油菌的筛选研究;加强微生物修复机理研究,借助基因工程技术,构建嗜油工程菌,提高菌株的环境耐受力和修复效率。

2)加强微生物与各修复技术的协同修复机理研究,根据联合修复技术的特点,确定联合修复技术的适用范围,优化修复工艺,探索多种技术联合修复的可能;开展不同联合修复技术的横向对比研究,评价确定不同污染物组分、浓度和土质条件下的经济适用修复技术。

3)目前微生物修复技术的研究主要在实验室内进行,现场环境与实验室环境差异较大,应加强现场修复工艺的研究,尤其是原位修复工艺的研究,为微生物生长繁殖的提供适宜环境,尽快将研究成果应用到现场中,切实解决石油污染土壤问题。

参 考 文 献

- [1] 刘鑫,黄兴如,张晓霞,等.高浓度多环芳烃污染土壤的微生物-植物联合修复技术[J].南京农业大学学报,2017,40(4):632-640.
- [2] 傅婉秋,谢星光,戴传超,等.植物-微生物联合对环境中有机污染物降解的研究进展[J].微生物学通报,2017,44(4):929-939.
- [3] 吴春雅,戴传超,张凤敏,等.内生菌协同宿主植物修复土壤复合污染的研究进展[J].微生物学杂志,2018,38(5):96-103.

- [4] PAWLIK M, CANIA B, THIJS S, et al. Hydrocarbon degradation potential and plant growth-promoting activity of culturable endophytic bacteria of lotus corniculatus and oenothera biennis from a long-term polluted site[J]. Environmental science & pollution research, 2017, 24(24):19640-19652.
- [5] 陈保冬, 于萌, 郝志鹏, 等. 丛枝菌根真菌应用技术研究进展[J]. 应用生态学报, 2019, 30(3):1035-1046.
- [6] MEGLOULI H, LOUNES-HADJ SAHRAOUI A, MAGNIN-ROBERT M, et al. Arbuscular mycorrhizal inoculum sources influence bacterial, archaeal, and fungal communities' structures of historically dioxin/furan-contaminated soil but not the pollutant dissipation rate[J]. Mycorrhiza, 2018, 28(7):635-650.
- [7] XUN F F, XIE B M, LIU S S, et al. Effect of plant growth-promoting bacteria (PGPR) and arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) inoculation on oats in saline-alkali soil contaminated by petroleum to enhance phytoremediation[J]. Environmental science & pollution research international, 2015, 22(1):598-608.
- [8] AFZAL M, KHAN Q M, SESSITSCH A. Endophytic bacteria: prospects and applications for the phytoremediation of organic pollutants[J]. Chemosphere 2014, 117(1):232-242.
- [9] BANKS M K, MALLEDE H, RATHBONE K. Rhizosphere microbial characterization in petroleum-contaminated soil[J]. Journal of soil contamination, 2016, 12(3):371-385.
- [10] PRITCHINA O, ELY C, SMETS B F. Effects of PAH-contaminated soil on rhizosphere microbial communities[J]. Water air and soil pollution, 2011, 222(1/2/3/4):17-25.
- [11] SHAHSAVARI E, ADETUTU E, ANDERSON P, et al. Tolerance of selected plant species to petrogenic hydrocarbons and effect of plant rhizosphere on the microbial removal of hydrocarbons in contaminated soil[J]. Water, air & soil pollution, 2013, 224(4):1-14.
- [12] 王亚男, 程立娟, 周启星. 萱草修复石油污染土壤的根际机制和根系代谢组学分析. [J]. 环境科学, 2016, 37(5):1978-1984.
- [13] 潘声旺, 刘灿, 黄方玉, 等. 多环芳烃胁迫下根系分泌物对根际微生物降解效能的影响[J]. 成都大学学报(自然科学版), 2016, 35(1):86-89.
- [14] LEAR G, HARBOTTLE M J, GAST C J V D, et al. The effect of electrokinetics on soil microbial communities[J]. Soil biology & biochemistry, 2004, 36(11):1751-1760.
- [15] LI F M, GUO S H, HARTOG N, et al. Isolation and characterization of heavy polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria adapted to electrokinetic conditions[J]. Biodegradation, 2016, 27(1):1-13.
- [16] 罗启仕, 张锡辉, 王慧, 等. 非均匀电场对土壤中基因工程菌的迁移与机理[J]. 中国环境科学, 2004, 24(3):285-289.
- [17] WICH L Y, SHI L, HARMS H. Electro-bioremediation of hydrophobic organic soil-contaminants: A review of fundamental interactions[J]. Electrochimica acta, 2007, 52(10):3441-3448.
- [18] 李婷婷, 张玲研, 郭书海, 等. 完全对称电场对电动-微生物修复石油污染土壤的影响[J]. 环境科学研究, 2010, 23(10):1262-1267.
- [19] 李婷婷, 郭书海, 王加宁, 等. 周期切换电极极性对电动-微生物修复石油污染土壤的影响[J]. 环境工程, 2016, 34(1):159-163.
- [20] 杨波波. 油泥污染土壤电动力耦合微生物修复技术研究[D]. 西安:西安工程大学, 2016:1-67.
- [21] 黄廷林, 肖洲强, 徐金兰, 等. 匀强电场和微生物联合修复石油污染土壤的实验研究[J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版), 2006, 38(6):790-794.
- [22] 嵇婷婷, 郭书海, 李凤梅, 等. 电动-微生物修复过程中石油胶质结构和毒性变化[J]. 环境工程学报, 2017, 11(6):3846-3852.
- [23] 王冰, 贾广民, 李凤梅, 等. 电动-微生物修复胶质污染土壤微生物活性[J]. 生态学杂志, 2019(1):136-144.
- [24] 张静. 电动-微生物技术修复石油污染盐碱土壤的研究[D]. 济南:山东师范大学, 2016:1-58.
- [25] SUTTON N B, GROTENHUIS J T C, LANGENHOFF A A M, et al. Efforts to improve coupled in situ chemical oxidation with bioremediation: a review of optimization strategies[J]. Journal of soils & sediments, 2011, 11(1):129-140.
- [26] KULIK N, GOI A, TRAPIDO M, et al. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by combined chemical pre-oxidation and bioremediation in creosote contaminated soil[J]. Journal of environmental management, 2006, 78(4):382-391.
- [27] 蔡月华, 张丹, 姜林, 等. 化学预氧化耦合生物降解技术修复多环芳烃污染土壤研究进展[J]. 环境工程, 2014, 32(5):150-155.
- [28] 魏德洲, 秦煜民. H_2O_2 在石油污染土壤微生物治理过程中的作用[J]. 中国环境科学, 1997, 17(5):429-432.
- [29] 蔡武. 不同氧化剂对炼钢厂土壤中多环芳烃的修复效果研究[D]. 杭州:浙江大学, 2016:1-67.
- [30] MORA V C, MADUENO L, PELUFFO M, et al. Reme-

- diation of phenanthrene-contaminated soil by simultaneous persulfate chemical oxidation and biodegradation processes [J]. Environmental science & pollution research, 2014, 21(12):7548-7556.
- [31] 张晓慧,葛芳州,董玉婧,等.过硫酸盐强化微生物处理石油污染土壤的研究[J].应用化工,2015(10):1811-1815.
- [32] 肖鹏飞,姜思佳.活化过硫酸盐氧化法修复有机污染土壤的研究进展[J].化工进展,2018,37(12):4862-4870.
- [33] 李社锋,王文坦,邵雁,等.活化过硫酸盐高级氧化技术的研究进展及工程应用[J].环境工程,2016,34(9):171-174.
- [34] 吴昊,孙丽娜,李玉双,等.活化过硫酸钠去除长期污染土壤中的TPH[J].环境工程学报,2016,10(9):5231-5237.
- [35] 高春阳,韩占涛,陈昌照,等.过氧化氢、过碳酸钠活化过硫酸钠氧化——微生物降解联用技术修复原油污染土壤[J].化工环保,2019(1):71-76.
- [36] OJINAKA C, OSUJI L, ACHUGASIM O. Remediation of hydrocarbons in crude oil-contaminated soils using Fenton's reagent[J]. Environmental monitoring & assessment, 2012, 184(11):6527-6840.
- [37] 郑洪贵.改性菲顿试剂化学氧化修复石油污染土壤的实验研究[D].西安:西安建筑科技大学,2011:1-66.
- [38] 徐金兰,雷绒娟,邓海鑫,等.Fenton改性对土壤有机物氧化剂及修复石油污染土壤的影响[J].石油学报(石油加工),2014,30(6):1113-1117.
- [39] 韩旭,李广云,尹宁宁,等.Fenton氧化-微生物法降解土壤中石油烃[J].化工环保,2017,37(2):237-241.
- [40] ELIORA Z R, EUGENE R. Biosurfactants and oil bioremediation[J]. Current opinion in biotechnology, 2002, 13: 249-252.
- [41] 钱欣平,阳永荣,孟琴.生物表面活性剂对微生物生长和代谢的影响[J].微生物学通报,2002,29(3):75-78.
- [42] 赵淑梅,郑西来,高增文,等.生物表面活性剂及其在油污生物修复技术中的应用[J].海洋科学进展,2005,23(2):234-238.
- [43] 牛明芬,李凤梅,韩晓日,等.生物表面活性剂产生菌的筛选及表面活性剂稳定研究[J].生态学杂志,2005,24(6):631-634.
- [44] DAS K, MUKHERJEE A K. Crude petroleum-oil biodegradation efficiency of bacillus subtilis and Pseudomonas aeruginosa strains isolated from a petroleum-oil contaminated soil from North-East India [J]. Bioresource technol, 2007, 98(7):1339-1345.
- [45] OLIVERA N L, NIEVAS M L, LOZADA M, et al. Isolation and characterization of biosurfactant-producing *Alcanivorax* strains: hydrocarbon accession strategies and alkane hydroxylase gene analysis [J]. Research in microbiology, 2009, 160(1):19-26.
- [46] JORFI S, REZAEE A, ALI G A, et al. Application of biosurfactants produced by *Pseudomonas aeruginosa* SP4 for bioremediation of soils contaminated by pyrene [J]. Soil & sediment contamination, 2013, 22(8):890-911.
- [47] 吴小红,曾光明,袁兴中,等.生物表面活性剂鼠李糖脂对水体中石油烃降解的促进作用[J].应用与环境生物学报,2016,12(4):570-573.
- [48] 刘巍巍,尹睿,林先贵,等.生物表面活性剂强化微生物修复多环芳烃污染土壤的初探[J].土壤学报,2010,47(6):1118-1123.
- [49] MESBAISH F Z, EDDOUAOUDA K, BADIS A, et al. Preliminary characterization of biosurfactant produced by a PAH-degrading *paenibacillus* sp. under thermophilic conditions [J]. Environmental science & pollution research, 2016, 23(14):14221-14230.
- [50] LLADO S, COVINO S, SOLANAS A M, et al. Pyrosequencing reveals the effect of mobilizing agents and lignocellulosic substrate amendment on microbial community composition in a real industrial PAH-polluted soil [J]. Journal of hazardous materials, 2015, 283:35-43.
- [51] 周敏,陈吉祥,杨智,等.芽孢杆菌 ZG0427 表面活性剂性质及对石油降解菌的作用[J].安全与环境学报,2017,17(6):2376-2380.
- [52] 王凌文.表面活性剂强化微生物修复典型有机物污染场地/土壤[D].杭州:浙江大学,2016:1-63.
- [53] 荣璐阁,孙丽娜,刘春跃,等.表面活性剂强化甲基营养型芽孢杆菌修复柴油污染土壤[J].环境工程学报,2018,12(3):885-892.

(收稿日期 2019-03-26)

(编辑 王蕊)