

有机污染土壤生物修复效果的限制因素及提升措施

吴敏, 施柯廷, 陈全, 梁妮, 潘波

引用本文:

吴敏, 施柯廷, 陈全, 梁妮, 潘波. 有机污染土壤生物修复效果的限制因素及提升措施[J]. [农业环境科学学报](#), 2022, 41(5): 919-04-1.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1164>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

农田土壤中六溴环十二烷的污染过程以及生物修复方法研究进展

杨昭, 王莹莹

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 1839-1850 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0373>

土壤中对硝基酚迁移转化和去除技术研究进展

刘星邑, 温玉娟, 刘欢, 杨悦锁

农业环境科学学报. 2017, 36(11): 2161-2170 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0608>

不同污染时长土壤中石油烃的生物去除特性及影响因素

侯爽爽, 吴蔓莉, 肖贺月, 段旭红, 易宁

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1034-1042 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1260>

镍污染土壤修复技术研究进展

王丙烁, 黄益宗, 王农, 李娟, 龙健

农业环境科学学报. 2018, 37(11): 2392-2402 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0862>

生物修复对黄土壤中石油烃的去除作用及影响因素

吴蔓莉, 张晨, 祁燕云, 叶茜琼, 祝长成

农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1159-1165 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1549>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

吴敏, 施柯廷, 陈全, 等. 有机污染土壤生物修复效果的限制因素及提升措施[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(5): 919-932.

WU M, SHI K T, CHEN Q, et al. Controlling factors and strategies to improve the bioremediation of organically contaminated soil: A review [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(5): 919-932.



开放科学 OSID

有机污染土壤生物修复效果的限制因素及提升措施

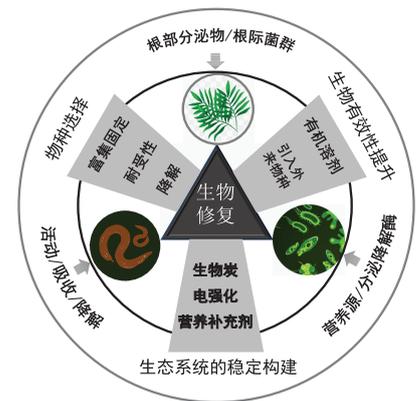
吴敏, 施柯廷, 陈全, 梁妮*, 潘波

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 云南省土壤固碳与污染控制重点实验室, 昆明 650500)

摘要: 土壤中的有机污染物主要来源于有机农药、石油污染、工业生产等, 其对生态环境和人体健康造成了极大的危害。受有机物污染的土壤能通过物理、化学、生物等一系列的修复技术进行治疗, 其中生物修复技术被认为是处理有机污染土壤最有效、经济且环境友好的修复技术, 但其修复效率受诸多因素影响。本文从气候地理条件、有机污染物的存在形态和土壤自身环境与营养3个方面系统地分析了生物修复技术的限制因素, 并从物种选择、生物有效性提升(引入微生物或土壤动物、添加表面活性剂和有机溶剂)及稳定生态系统的构建(添加生物炭、营养补充剂, 采用电强化生物修复技术)3个角度科学地提出了提升生物修复技术效率的方法, 最后对加强有机污染土壤复合修复技术的研究进行了展望。

关键词: 土壤; 有机污染; 降解; 存在形态; 生物修复; 限制因素

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2022)05-0919-14 doi:10.11654/jaes.2021-1164



Controlling factors and strategies to improve the bioremediation of organically contaminated soil: A review

WU Min, SHI Keting, CHEN Quan, LIANG Ni*, PAN Bo

(Faculty of Environmental Science and Engineering, Yunnan Provincial Key Laboratory of Carbon Sequestration and Pollution Control in Soils, Kunming University of Science & Technology, Kunming 650500, China)

Abstract: Organic pollutants in soil mainly come from the application of organic pesticides, petroleum pollution, and industrial production, which cause great harm to the environment and human health. Various technologies, such as physical, chemical, and biological methods, can be applied for treating organically contaminated soil. Among these techniques, bioremediation is recognized as the most effective, environmentally friendly, and economical technology for the remediation of organically contaminated soil, but its remediation efficiency is restricted by many factors. This paper systematically discussed the factors controlling bioremediation from three aspects: climate and geographical conditions, the speciation of organic pollutants, and the nutrition conditions in the soil environment. Accordingly, methods to improve the efficiency of bioremediation have been proposed from three aspects: the selection of microorganism species, the bioavailability enhancement of organic pollutants (introducing microorganisms or soil animals and adding surfactants and organic solvents), and the construction of stable ecosystems (addition of biochar, nutritional supplements, and electric and biological composites). This paper proposes methods to improve the efficiency of bioremediation and emphasizes the potential of the combination of different techniques in the remediation of organically contaminated soils.

Keywords: soil; organic pollution; degradation; speciation; bioremediation; limiting factor

收稿日期: 2021-10-11 录用日期: 2022-01-04

作者简介: 吴敏(1980—), 女, 博士研究生, 教授, 从事土壤污染修复相关研究。E-mail: minwup@hotmail.com

*通信作者: 梁妮 E-mail: liangnikust@163.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(41977334, 42067055, 42167055); 云南省基础研究计划项目(202001AS070015, 202001AU070080)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (41977334, 42067055, 42167055); Yunnan Province Basic Research Project (202001AS070015, 202001AU070080)

能源开发使用、农业生产扩大、城镇化发展等一系列人类活动导致土壤有机污染问题愈加严重。多种被禁用的有机氯农药(如六六六和滴滴涕)在土壤中的监测量仍超过国家限定标准,农用塑料薄膜的广泛应用使农田土壤中的邻苯二甲酸酯(PAEs)严重超标,工业区域的土壤大多存在多氯联苯(PCBs)、多环芳烃(PAHs)、丁草胺等高度致癌物质的污染问题。这些有机污染物能直接破坏土壤正常机能,影响植物的生长发育和土壤动物的生理活动,进而通过食物链富集影响人体健康。

目前,常用的有机物污染土壤修复技术可分为物理、化学、生物及复合修复技术^[1]。物理修复(例如热处理和蒸气提取技术)^[2-3]和化学修复(例如高级氧化技术和淋洗/浸提修复技术)^[4]可以有效地修复有机污染土壤,但其缺点是会严重损害土壤的理化性质和微生物的生存环境。此外,设备复杂和处理成本高等问题也限制了物理和化学修复技术在有机污染土壤修复中的规模化应用^[5]。生物修复由于具有无二次污染、成本低等特点而被认为是经济和环境友好的土壤修复技术,但其修复效率在一定程度上会受到物种地域性及生物有效性的制约^[6]。本文通过总结生物修复技术的限制因素,提出提升修复效率的可行方法,为减少甚至消除有机污染物对土壤环境的危害提供新角度。

1 生物修复技术的限制因素

利用土壤中植物、动物和微生物等生物吸收、降解和转化土壤中的污染物质,将污染物含量降低到一定水平或者转化为无害物质是生物修复技术的核心。

但在修复有机物污染土壤时,生物修复技术的修复效率易受气候地理条件、污染物种类及结构、污染物在土壤中的存在形态及污染程度等因素的影响,这些限制因素在修复过程中不可忽略。

1.1 气候地理条件对物种的制约

修复场地的气候地理条件会限制修复物种的选择,气候、地形地貌和植被结构等决定了修复场地的物种丰富度^[7]。表1列出了生物修复技术针对的污染物种类、物种类型、气候地理限制因素及物种适用的修复条件。在使用生物修复技术对污染地区进行治理时,不仅需要考虑到能有效处理有机物的生物物种,同时还需要挑选出适合该地区气候地理条件的生物进行修复,因此如何根据气候地理条件科学有效地选择修复的物种是修复技术的首要问题。

1.2 有机污染物的存在形态、结构及毒性对生物修复技术的制约

有机物进入土壤后的迁移方式有吸附、解吸、挥发、淋滤、降解残留等,而有机污染物的自身特性(如易挥发、难降解、亲/憎水性等)会影响其在土壤中的迁移^[9]。例如进入土壤后的PAHs可分为水溶态、有机酸可溶态、结合态和锁定残留态4种形态^[20]。水溶态有机污染物可以直接被动植物利用;酸溶态有机污染物可被植物根系分泌物溶解利用;结合态有机污染物难以被植物或微生物利用,但可以被有机溶剂解吸;锁定残留态污染物是通过减缓解吸过程或随孔隙水进入土壤微孔内,由于孔隙弯曲被锁定在内而形成的,通常不能从土壤中释放出来。污染物的锁定受孔隙表面疏水性的影响,研究发现疏水性强的孔隙表面对PAHs的锁定作用更强^[21],PAHs的解吸速率变缓

表1 气候地理条件限制因素及适用范围

Table 1 Limiting factors and applicable scopes of climate and geographical conditions

污染物种类 Type of pollutants	物种类型 Species type	限制因素 Limiting factor	适用的修复条件 Applicable repair condition	参考文献 Reference
石油烃	红三叶草	降雨量	年降雨量 700~2 000 mm 地区	[8]
	紫花苜蓿	土壤水分含量	土壤水分含量较高、年降水量较多地区	[9]
	披碱草	温度、湿度	耐旱、耐寒、耐碱、耐风沙	[10]
	柽柳、沙枣	温度、湿度	耐烈日曝晒、耐干、耐水湿	[11]
PAHs	白腐真菌(<i>Irpex lacteus</i> 和 <i>Pleurotus ostreatus</i>)	温度	28 ℃左右低纬度地区	[12]
	嗜麦芽芽孢单胞菌	温度	15 ℃环境条件下	[13]
	玫瑰色红球菌 Q3	温度	30~37 ℃环境条件下	[14]
	甘蓝型油菜	水分	油菜蕾花期年降水量较多地区	[15]
芫	<i>Mycolicibacterium</i> sp. Pyr9	土壤 pH	土壤 pH 7~9	[16]
	黑麦草、苜蓿	土壤养分	土壤有机和无机养分含量较高的地区	[17]
菲、蒽、芘	冬小麦	土壤含水量	土壤含水量为 60%~80%	[18]

慢,生物有效性显著下降。难降解有机污染物的锁定现象会影响污染物在土壤内部及土壤与其他介质界面的迁移转化和最终归宿^[22],而这一部分污染物的去除也是修复技术的重点和难点。此外,有机物通常以多种形态存在于土壤中,如何同时去除不同存在形态的污染物和提高锁定残留态有机污染物的去除亟需进一步研究。

有机污染物的种类及其结构、毒性等也会对生物修复技术产生制约。苯酚对恶臭假单胞菌(*Pseudomonas putidamigula*)的生长抑制作用明显大于氨基苯磺酸^[23],这是由于苯酚与细胞外酶、细胞分泌酶发生作用破坏酶活性的能力大于氨基苯磺酸。张敏等^[24]研究了磺胺二甲嘧啶对沼气发酵过程中微生物群落的影响,结果表明磺胺二甲嘧啶对微生物群落功能多样性和物种丰富度均有抑制作用,磺胺二甲嘧啶会抑制微生物产生脱氢酶,且其浓度越高抑制作用越显著。此外,水溶性低、脂溶性高的有机污染物易在生物体内发生富集。有研究发现有机氯农药和二氨基甲酸酯类农药易在蚯蚓体内富集^[25-26],而蚯蚓对辛醇/水分配系数较低的农药(如氯代酰胺类除草剂等)的富集能力较弱^[27]。此外,污染物的分子量也会影响其在土壤中的存在形态,分子量较高的PAHs更具顽固性且难于从土壤中分离转移到水中,不易被动植物利用降解。

1.3 土壤自身环境及营养元素对生物修复技术的制约

土壤pH、水分、温度及有机质含量会影响动植物的生长发育和新陈代谢。土壤中有有机磷农药的消散是由土壤微生物的代谢活动介导的,中性和弱碱性(pH>6.7)土壤更有利于降解菌发挥降解作用,而偏酸性土壤环境会降低一些微生物(尤其是细菌)的活性^[28]。温度也是影响微生物活性的重要因素,对石油烃有较好降解效果的红球菌TMP2的最佳生长温度为30℃,在10~30℃的温度范围内降解正构烷烃(C₉~C₂₄)的效果较好,但TMP2对姥鲛烷的降解速率在20℃时较高,在30℃时未观察到降解现象^[29]。一般认为利用降解菌进行生物修复的最佳温度范围为25~35℃,温度过高或过低均会导致微生物活性降低,从而影响降解菌的降解作用^[30]。此外,土壤有机质含量也会影响有机污染物的降解率,降解菌*Pseudomonas putida* epI对灭线磷的降解速率随有机质含量的增高而下降^[31]。随着与土壤接触时间的增加,有机物会发生老化现象,一般认为有机质的吸附作用是疏水性有机化合物老化存留在土壤中的主要机制,疏

水性有机化合物能够与土壤中的有机质形成很强的氢键,且不易被解吸,因此难以被动植物吸收利用,从而降低了生物修复效率。同样,进入土壤的污染物会改变土壤中的营养成分结构,影响土壤微生物和动物降解污染物的能力。石油污染物进入土壤后,改变了土壤中的碳氮比,微生物利用多余的碳作为生长底物时会使可利用的氮、磷等无机养分流失,从而影响微生物的生长及对石油污染物的降解能力^[32]。另外,碳、氮、磷等营养成分对微生物降解石油污染物的速率也有较大的影响,EMAMI等^[33]分别以硝基氮和氨基氮为不同类型氮源,探究了微生物在石油污染土壤中酶活性的变化,研究表明氨基氮作为氮源更利于微生物酶活性提高。此外,土著微生物的竞争作用导致外源菌株对石油的降解效率未能显著提高,反而存在菌株死亡率较高的现象^[34]。有研究者发现驯化后的土著微生物因其较强的适应性,常具有更高效的降解效率。从辽河油田低温石油样品中分离得到的一种嗜麦芽窄食单胞菌(*Stenotrophomonas maltophilia*),在15℃下接种10d后对石油的降解效率可达80.16%^[13]。

含盐量高、结构性差的土壤会引起植物细胞质膜损伤、植物发育不良等问题,从而无法达到预期的修复效果。土壤环境的酸碱性变化对油菜根系的生长发育有一定的影响,当pH<5.8时,根系开始表现出衰老的迹象^[35],植物根际作用减弱。土壤pH降低还会导致钙、镁、钾等盐基离子的加速淋失,导致树木生理病害发生^[36],从而影响植物对污染物的吸收固定作用。在改良了水稳性团聚体含量、盐分含量、pH和电导率的土壤上种植的碱茅和玉米,较对照组生长优势显著^[37],改良后的土壤可以减少植物细胞的损伤、提高植物的选择性吸收。土壤水分含量对植株生长有显著的作用,当土壤水分含量达到重度干旱水平时,黑麦草的株高、叶面积、净光合速率和地上生物量及总生物量均显著下降^[38],黑麦草的发育不良导致其对污染物的吸收和其根际降解作用减弱。土壤温度是土壤有机质分解和养分转化的限制性因素,其主要通过影响土壤中微生物群落结构及酶活性对有机质的分解合成、土壤养分(碳、氮、磷等)的转化和循环来影响土壤肥力,例如长白山西坡苔原带土壤肥力水平随土壤温度升高而升高^[39],土壤肥力是影响植物生长发育的重要因子。

总之,土壤环境会影响生物的生长及其修复效率,在修复污染土壤时需要考虑生物生长的有利条

件,从而提升生物修复效率。

2 生物修复技术的效率提升

生物修复技术会受到气候地理条件、有机物在土壤中的存在形态、土壤自身的理化性质及营养元素等因素制约,其根本原因在于生物在污染土壤中的生物活性和有效性受到了抑制。生物有效性的提升与动植物和微生物息息相关。表2为不同修复物种对不同有机污染物的修复效果及作用机理。

植物去除有机污染物的机理主要有植物吸收与固定、植物根际降解、植物体内代谢,以及植物与微生物联合降解。在植物的吸收固定中,植物根部细胞壁在相关酶和蛋白质的作用下与污染物结合,使其固定在细胞膜外;也有部分酶(如胞外酶、周质酶、胞质酶)能够促使有机污染物(如石油烃污染物)吸附在细胞膜胞外聚合物层,从而起到固定降解作用^[55]。大量研究发现,植物根系细胞壁或根际微生物作用于污染物是植物修复的主要方式。植物根部分泌的大量有机

表2 不同修复物种的修复效果及作用机理

Table 2 The repair effects and mechanisms of different repair species

生物修复物种 Bioremediation species	有机污染物 Organic pollutant	修复时间 Repair time	去除率 Removal rate	作用机理 Mechanism of action	参考文献 Reference
黑麦草	蒎烯、蒎	12个月 18个月	31% 22%	通过黑麦草根系作用降解污染物	[6]
狐尾草、狗尾草、蟋蟀草、高羊茅、稗草、碱蓬	菲	60 d	狐尾草降解率81% 碱蓬降解率42%	主要通过植物根部真菌胞内的细胞色素氧化酶、细胞外的木质素水解酶及胞外聚合物系统降解菲	[40]
木虱草和柠檬草	石油烃、苯、甲苯、二甲苯	90 d	木虱草降解率87% 柠檬草降解率85%	植物根部分泌的有机物质(脱氢酶、磷酸酶和蛋白水解酶等)可增加石油烃的生物有效性	[41]
豌豆、豇豆	柴油	60 d	61%	豆科植物主要通过根际区中的 α -变形菌和 γ -变形菌纲对柴油污染物进行降解	[12]
白腐真菌(<i>Irpex lacteus</i> 和 <i>Pleurotus ostreatus</i>)	蒎烯、菲、蒎、蒎、苯并(B)蒎	7 d	58%~73%	白腐真菌能产生具有低底物特异性的细胞外酶,高活性木质素分解酶能够降解具有结构相似性的多种芳香族化合物,并且能牢固定殖	[42]
真菌孢囊菌(<i>Cladosporium sphaerospermum</i>)	PCBs	28 d	21%~26%	该真菌产生的胞外漆酶依靠 I 型铜原子可以将 PCBs、酚类等污染物氧化成生物有效性较高的醌类,从而降低毒性	[43-44]
厌氧菌株(G5G6)	甲苯	6~7 d	以硝酸盐为电子受体时,330 mmol·L ⁻¹ 甲苯降解率100%;以Fe(III)为电子受体时,215 mmol·L ⁻¹ 甲苯降解率100%	菌株以Fe(II)、Mn(IV)和硝酸盐作为末端电子受体降解甲苯并以此为生长碳源	[45]
磁螺旋菌菌株(TS-6)	甲苯	10~14 d	—	依靠菌株体内的琥珀酸半基合酶A进行降解	[46]
新型细菌菌株(DQ12-45-1b)	正构烷烃、芳香族化合物	21 d	降解量为121.41 mg	利用正构烷烃(C ₆ ~C ₄₀)、芳香族化合物和原油作为生长碳源	[47]
桔草芽孢杆菌(SWH-1)和多噬菌(SWH-2)	石油烃	2个月	SWH-1、SWH-2和二者混合菌(1:1)的降解率分别为33.9%、46.3%和51.7%	SWH-1、SWH-2产生的大量脱氢酶可氧化石油碳氢化合物	[48]
蚯蚓	PCBs	28 d	74%	蚯蚓以表皮吸收(扩散作用)和肠道吸收(摄食作用)的方式富集PCBs	[49-50]
有机溶剂(菜籽油)	石油烃	56 d	63%~80%	植物油可增加土壤脱氢酶活性,促进石油烃的降解	[51]
表面活性剂	蒎	—	—	表面活性剂可以提高污染物在土壤中的扩散传质速率;诱导节杆菌属中的环羟基化双加氧酶(RHDase)和1-羟基-2-萘甲酸酯双加氧酶(1H2Nase)对疏水性芳香族化合物的分解	[52]
分枝杆菌株(<i>Mycobacterium</i> sp. ASW6D)	邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯(DEHP)	18 d	75.12%	通过酯的水解作用,将DEHP转化为邻苯二甲酸单-2-乙基己酯(MEHP),再通过水解酶进一步水解为邻苯二甲酸(PA),最终生成CO ₂ 和H ₂ O	[53]
红球菌株(<i>Rhodococcus</i> sp. WJ4)	DEHP	21 d	55%	WJ4可使DEHP一侧酯基脱落形成MEHP,MEHP酯基可被进一步水解成PA	[54]

注:“—”表示文献中未报道。

Note: “—” indicates not reported in the literature.

物质可直接作用于污染物,这些有机物质还能刺激根际微生物对污染物进行分解^[41]。特定菌株对污染物的处理能力更为高效,原因在于其体内存在的特异性酶可有效降解污染物^[42]。除了使用单一植物修复技术,植物与微生物联合降解也是一项重要的修复技术。植物根际存在着大量的根际微生物,这些微生物不仅能直接作用于污染物,还可促进植物的生长,从而加强植物对污染物的降解作用^[56]。近年来,许多学者研究发现内生菌联合植物修复体系对修复有机污染土壤的潜力巨大,例如KHAN等^[57]研究发现假单胞菌属(*Pseudomonas putida*) PD1接种到柳树和草中均可以促进宿主植物的生长,接种植株对菲的去除效率提升了25%~40%。内生菌具有独特的木质素氧化系统,可以分泌漆酶、木质素酶和过氧化物酶等特异性酶,从而对有机污染物进行高效降解^[58]。

受污染的土壤条件恶劣、生态系统紊乱,不利于修复效率的提升,但可以通过添加外源物质(如生物炭、营养物质)构建稳定的生态系统,从而提升修复效率。综上,通过对生物修复技术限制因素的分析,本文从物种选择、生物有效性提升、生态系统稳定构建3个角度提出提升生物修复技术效率的方法。

2.1 物种的科学性选择

根据污染土壤生物修复主体的不同,生物修复可以分为植物修复技术和微生物修复技术两种,修复过程主要会受到污染物毒性、污染物种类、土壤污染程度的影响。

2.1.1 修复植物的选择

优良的修复植物应该对污染物具有良好的耐受性,能够高效富集、降解、固定污染物,同时具有生长迅速、能将根部累积的污染物转移到地上枝叶部分且收割方便等优势^[59]。红桑树、黑柳树、有根杂种杨树、美国梧桐和黑刺槐等树种被用于降解PAHs^[60];狐尾草、狗尾草、蟋蟀草、高羊茅、稗草和碱蓬6种野草对土壤中的菲有较高降解效率,其中狐尾草降解效率可高达81%,碱蓬降解效率最低,仅为42%,植物根的生物量越大对菲的去除率就越高^[40];在存在15种PAHs污染物的土壤上种植黑麦草后,发现具有较高抗生物降解性或低水溶性的二苯并蒽、苯并[G,H,I]芘、茚并[1,2,3-cd]芘等分子量较高的PAHs的生物有效性较低,且其在受污染土壤的老化过程中会与土壤颗粒结合,导致去除率低于其余PAHs的平均去除率^[6]。NWAICHI等^[4]探究了植物对原油污染土壤的修复作用,发现主要为植物根际区的降解作用,其中木虱草

和柠檬草都表现出较高的修复效率,降解率分别可达87%和85%。植物根部可以分泌有机物质,增加石油污染物的生物有效性,并能创造富含糖类、氨基酸、有机酸和生物酶等营养物质的多元有机环境,从而增强植物根部周边微生物群落的新陈代谢活动^[61]。此外,豆科植物根部分泌的生物酶能有效降解柴油类污染物,其降解效率比黑麦草、杨树、紫羊茅、欧洲赤松等更高。豌豆和白三叶等豆科植物在种植60 d后,对柴油的降解率可达61%,其中豆科植物根部污染物浓度降低,且其根茎叶萃取物中并未发现柴油成分,表明植物对有机物存在直接降解作用^[12]。柳科植物*Salix rubens*和*Salix triandra*具有很强的石油耐受性,石油中的蒽、菲、芘、荧蒽等物质可被植物生长利用,并可通过植物体内所含的降解有机质酶将其降解固定,经过3 a的生长后,土壤中的石油烃浓度降低了近98%^[62]。蚕豆、玉米、黑麦等能带来经济效益的物种对饱和烃具有较好的降解效果,其次是芳香化合物,而较难降解的部分是树脂和沥青质。蚕豆根部可降解47%的饱和烃和26.2%的芳香化合物,玉米根部可降解37.4%的饱和烃和8.2%的芳香化合物,而普通小麦对饱和烃的降解率为33.2%,对芳香族化合物的降解率仅为3.9%^[63]。

综上,在针对修复PAHs污染的土壤时,可采用存活能力强、生长旺盛、植株数量多且根系发达的植物,这类植物根基作用明显,植物根部及其周围微生物的相互作用能够显著降低污染物的毒性和持久性。针对石油、柴油等污染物时可倾向选择柳科、豆科植物,其根部分泌的生物酶能更有效地降解石油类污染物。选择农作物进行修复时,应选择既能促进土壤污染物降解、又能保证农产品安全的物种,例如蚕豆、玉米、花生、甘蔗等,除了直接吸收降解污染物外,其根部分泌的生物酶还能促进周围微生物活性。选作修复植物的农作物,还需保证农产品的安全。研究表明,叶片是多氯联苯的重要储存库,因为叶片的质量占比大且具有较大表面积。总体来说,更多PCBs集中分布在营养器官而不是可食用部分。花生和玉米籽粒中的PCBs浓度较低,表明大多数PCBs迁移进入籽粒受到了明显阻碍^[64]。当地农民可以在受污染的农业土壤种植这些生产性物种,从而获得最大程度的经济效益。

2.1.2 修复微生物的选择

在选择微生物进行修复时,主要选择具有能高效降解目标污染物、环境适应能力强、不产生毒性物质

等特性的菌株和菌群。将具有高效特定降解能力的菌株加入污染土壤中,利用其直接降解作用或共代谢作用强化污染物的去除,提高污染物降解速率。*Irpex lacteus* 和 *Pleurotus ostreatus* 这两种白腐真菌对芳香族化合物具有良好的降解能力,该菌产生的胞外酶具有较低的底物特异性,能够降解3环和4环的PAHs,平均降解率为58%~73%,该菌在土壤中的定殖能力强且与土著微生物有较大竞争力^[42]。真菌真菌球孢(*Cladosporium sphaerospermum*)接种在天然气污染的土壤中能显著促进高分子量PAHs的降解,原土著微生物虽然对PAHs表现出一定的降解能力,但接种真菌球孢后,污染土壤中5环和6环的PAHs被耗尽,总PAHs降解率为21%~26%^[43],这表明该菌种能够在非本土土壤中生存并与本土微生物种群竞争,且在降解污染物过程中不产生毒性和其他中间物质。分离于地下深层油藏的采出水中的新型细菌菌株DQ12-45-1b,能够利用各种正构烷烃(C₆~C₄₀)、芳香族化合物和原油作为生长碳源^[47],该菌株的优势是能够随着生长时间的推移以不同的方式利用各种碳氢化合物,其早期培养阶段优先降解短链碳氢化合物(≤C₂₅),后期培养阶段以原油为唯一碳源,能够降解链长为C₂₃~C₂₇的碳氢化合物。

在厌氧情况下,厌氧微生物也会产生降解作用,例如硝酸盐还原细菌、硫酸盐还原细菌、产甲烷聚生体细菌和金属还原细菌对苯酚有较好的降解效果。WEELINK等^[45]从受污染的含水层中分离出一种可降解PAHs的单菌(菌株G5G6),该菌的特殊性在于能使用Fe(II)、Mn(IV)和硝酸盐作为末端电子受体降解芳香族化合物并以此为碳源生长,可以将甲苯全部氧化并生成CO₂,不会产生其他污染物质。大多数氧化甲苯、减少硝酸盐的细菌都属于*Azoarcus*属或*Thauera*属。厌氧生物处理的优势在于不需要大面积曝气,可以降低总修复成本,还可以处理地下深层土壤。有研究表明,厌氧细菌对有机污染物的敏感性远高于好氧细菌^[65],因为当使用硝酸盐、三价铁离子或硫酸盐代替氧气作为终端电子受体时,氧化还原电位更低,细菌产生的能量较低,使它们对膜活性化合物(如溶剂)更敏感,所以厌氧生物降解有望代替好氧生物降解。

此外,还可选择通过基因改造得到的特异性强的功能菌来降解目标污染物。王建峰等^[66]通过分子生物学技术将铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*) PAO1的*bdIA*基因克隆至表达载体pBBR1-MCS2和

pBBR1-MCS5上,构建了结构稳定的生物膜根表功能基因工程菌,新构建的4个基因工程菌的生物膜形成能力和对原油的降解率都明显提高。此外,多功能农药降解基因工程菌株m-CDS-1在环境中降解甲基对硫磷和呋喃丹两种农药的效果明显提高^[67]。

也有研究表明某些单一的微生物菌株释放到环境后菌数总体呈下降趋势,主要是因为外源性微生物无法和土著微生物进行竞争^[34]。构建高效混合菌群则可以大幅提高其竞争能力与降解能力,例如*Bacillus aerophilus*和*Bacillus alkalinitrilicus*组成的2菌株菌群能有效降解吡虫啉^[68]; *Pseudoxanthomonas indica*、*Bacillus anthracis*、*Bacillus cereus*组成的3菌株菌群可用于降解敌草隆^[69]; *Diaphorobacter* sp. LR2014-1和*Achromobacter* sp. ANB-1组成的2菌株菌群能有效降解利谷隆^[70]; *Arthrobacter aurescens* AT5、*Halobacillus* sp. NY15组成的菌群能有效降解阿特拉津^[71]。这些微生物菌群对污染物的降解效率均显著高于单个降解菌株的降解效率,且具有更强的环境适应能力^[72]。

微生物与植物修复都具有环境友好、成本低等优势,但在选择修复物种时,需要因地制宜地选择最适宜的物种进行修复。同时,应优先考虑本地物种,因为将外来物种引入“新”生态系统的后果是未知的,其对修复场地的影响机理也有待研究。此外,当前研究主要探究了单一植物或微生物对修复效果的影响,在实际修复场地中植物和微生物是共存的,因此,在选择场地修复方法及研究物种对土壤修复效果的影响时需要考虑多种植物和微生物的共存情况,且应更加关注整个微生物群落结构,而非单个微生物物种。

2.2 有机污染物生物有效性的提升

2.2.1 微生物和土壤动物的引入

土壤中有机污染物生物有效性较低时,可以通过引入对污染物有较强耐受力的微生物或动物来提高其生物有效性。微生物作为修复的主体因素,其细胞膜外胞外聚合物(Extracellular polymeric substances, EPS)对污染物的迁移、转化和归宿及其生物修复的影响显著^[73]。EPS能增加PAHs在水中的溶解度,使细菌细胞对PAHs的生物利用度提高^[74]。EPS中存在疏水性区域,因此一些强疏水性有机污染物如萘、苯和染料(如甲苯胺蓝等)都可以被EPS吸附^[75]。当碱性蓝54(BB54)浓度在50~400 mg·L⁻¹范围时,*Proteus mirabilis* TJ-1分泌产生的EPS对其吸附可以在5 min内达到吸附平衡^[76]。此外,微生物-植物联合也有助于提高污染物的生物有效性。东南景天和鞘氨醇杆

菌(*Sphingobacterium* sp. D-6)联合降解滴滴涕(DDT)时,植物酚类根系分泌物通过诱导酶或提供共代谢生长基质促进根际细菌的活性,DDT去除率可达68%^[77]。在冰草和不动杆菌(*Acinetobacter*)/假单胞菌(*Pseudomonas*)/无色杆菌(*Achromobacter*)/诺卡氏菌(*Nocardioide*s)等几种微生物联合去除原油的研究中,植物为微生物提供了较大的根表面积,提高了微生物活性,经过63 d的修复后,污染物降解率可达88.54%^[78]。在蒿柳和乳白蛋巢菌(*White-rot fungus*)联合修复苯并芘体系中,蒿柳提升了乳白蛋巢菌群落丰度,乳白蛋巢菌分泌代谢的物质又为蒿柳提供了营养^[79]。根际土壤区较多微生物的活动可以明显提高土壤酶的活性,在植物根际土壤中,微生物及酶的共同作用能够促进土壤中污染物的降解。

土壤动物对提升土壤污染物的生物有效性也有一定作用。蚯蚓在土壤中蠕动可以改变土壤的透气性和土壤团聚体结构,增加土壤的通气效率,利于好氧微生物的生长、代谢、繁殖,同时影响土壤的氧化还原状态,进而影响污染物的生物有效性^[80]。蚯蚓排出的粪便可作为植物和微生物生长所需的营养物质,提高植物体叶绿素含量,降低植物细胞损伤,提高其对污染物的利用。向被草甘膦污染的土壤中加入蚯蚓粪便可以显著促进草甘膦从土壤中解吸^[81]。

由于污染物种类复杂,在采用微生物修复时引入的微生物和土壤动物是否能在复合污染物的条件下生存发育、能否有效降解污染物,以及如何提高生物的环境适应能力、保证修复的长期性和持续性,均是未来研究的热点。

2.2.2 有机溶剂的添加

碳氢化合物具有较高分子量,其对土壤基质的高吸附性和高疏水性限制了生物修复的应用,在某些石油化合物(例如聚芳烃)或其中间体存在的情况下,微生物的活性不足以进行高效的生物处理^[82]。为了克服这些限制,可在土壤基质中添加共溶质、共溶剂或溶剂,以提高有机污染物的溶出,促进微生物降解。高浓度植物油可作为不混溶的有机液体来影响疏水性污染物(包括吸附在土壤基质上的PAHs)在土壤中的存在状态,从而提高微生物降解效率^[83]。植物油促进枯草芽孢杆菌*NS1020*进行柴油污染土壤修复的数据显示,植物油中存在的磷脂、脂肪酸和中性脂质能够发挥其表面活性剂效应,促进污染物的迁移和从土壤基质中的解吸;同时植物油为枯草芽孢杆菌*NS1020*提供碳源,增加土壤脱氢酶活性,从而促进了

柴油污染物的降解,这是一种联合化学修复和生物修复来清洁石油烃污染土壤的新方法,经过修复后,样品中碳氢化合物的降解率达到63%~80%^[51]。用植物油进行修复时,PAHs的去除效率与土壤洗涤修复相当,且其毒性比通常使用的化学溶剂的毒性更低,对土壤微生物和动物危害性更小。在全面应用该技术之前,应进行现场研究并评估污染因素,例如污染物的类型、污染程度、老化时间和土壤性质。处理时植物油的用量和处理过的土壤中的残油都应保持在尽可能低的水平,以避免产生后续污染。

表面活性剂(SEBR)同样可用于提高农业土壤中有机污染物的生物有效性。多项研究表明,表面活性剂不仅可以增加有机污染物在微生物细胞中的分配,还可以促进污染物跨膜转运到细胞中,从而促进细胞内生物降解^[84]。不同类型的表面活性剂能够通过破坏细菌膜和改变细胞表面疏水性等独特机制,对PAHs的生物降解产生促进作用^[52]。研究发现表面活性剂会诱导节杆菌属中环羟基化双加氧酶(RHDase)和1-羟基-2-萘甲酸酯双加氧酶(1H2Nase)的产生,这些酶在疏水性芳香族化合物的分解中起关键作用^[85]。另有研究发现,表面活性剂可促进球形节杆菌对农业土壤中DDT的降解^[86]。表面活性剂在提高PAHs生物有效性的同时,还能提高与植物-微生物相关的生物修复效率^[87]。将甲基芽孢杆菌(*Bacillus methylotrophicus*)添加到用表面活性剂处理过的土壤后,总石油烃在30 d内的去除率可达到80.24%^[88]。总体而言,表面活性剂联合生物修复技术是解决农业土壤中有机污染物综合污染的有效技术之一,其具有广泛的应用前景,应在未来的研究中加以重点关注。然而,有机溶剂大范围应用后是否会影响土壤性质以及污染地下水等问题,还需要研究者进一步探究。

2.3 修复体系中稳定生态系统的构建

2.3.1 添加生物炭可直接吸附/降解污染物并稳定生态系统

生物炭本身具有比表面积大和多孔性等特性,可直接吸附并迅速降低有机污染物浓度,例如添加生物炭的土壤对有机农药敌草隆的吸附作用是普通土壤的400~2 500倍^[89]。生物炭对菲、蒽、芘这几种多环芳烃的吸附主要通过其孔隙的物理吸附作用^[90]。生物炭表面富含含氧官能团,如羟基、酚羟基(Phenolic—OH)、羰基、内酯基和醌基团(Quinoid C=O)等,这些官能团对生物炭的表面反应、表面行

为、亲(疏)水性、催化性质、zeta电势和表面电荷等具有很大的影响,从而可以影响生物炭的吸附行为。生物炭表面的含氧官能团可直接作用于有机污染物,SAQUING等^[91]证明木炭制备的生物炭具有氧化还原循环能力,而该氧化还原循环功能与生物炭表面的Quinoid C=O有着紧密联系。生物炭对五氯酚的降解率可达56%,Quinoid C=O和Phenolic—OH被认为是起关键作用的表面活性位点,其中900℃生物炭对五氯酚的降解效率高于400℃生物炭,因为900℃生物炭表面更多的Quinoid C=O在一定程度上加速了电子传递^[92]。表面官能团对生物炭吸附降解的影响还体现在 π 电子作用上,其可作为电子供体与接触的其他电子受体物质发生 π - π 电子作用,如4-硝基甲苯、2,4-二硝基甲苯、2,4,6-三硝基甲苯等芳香性化合物的吸附均可用 π - π 电子理论解释^[93]。此外,生物炭含有的持久性自由基(PFRs)可以作为电子供体激发活化 O_2 、 H_2O_2 、过硫酸盐等产生 $\cdot OH$ 、 1O_2 等活性氧物质(ROS),从而达到有效降解有机污染物的目的^[94]。生物炭的PFRs活化 H_2O_2 产生 $\cdot OH$,对二氯苯酚的降解率可达95%^[95]。PFRs还能活化过硫酸盐产生 $SO_4\cdot^-$,同时激发 O_2 生成 $O_2\cdot^-$,而 $O_2\cdot^-$ 同样能够参与活化过硫酸盐形成 $SO_4\cdot^-$,从而实现了对PCBs的有效降解^[96]。

添加生物炭可间接促进有机污染物的降解。富含生物炭的土壤呈明显的黑色,土壤颜色加深降低了土壤的表面反射率,能够吸收更多的辐射能量从而提高土壤温度^[97];生物炭颗粒的加入会引起土壤中的氧化作用及羧基官能团的增多,提高土壤的亲水性^[98],从而增强土壤的持水能力,在砂性土壤中效果明显。另外,生物炭的加入有利于土壤pH的调节,土壤pH的提高能有效固定营养元素(如钾素)^[99]。此外,生物炭还可增强植物与微生物的相互作用,有助于去除PAHs,无论是单一PAHs还是多种PAHs的混合物,被生物炭影响的微生物菌群对PAHs生物降解的效率都优于单独使用菌株^[100]。生物炭和石油降解细菌组合促进了细菌种群的多样性和碳氢化合物的生物有效性。

生物炭的添加不仅改善了土壤肥力和碳储量,而且极大地调节了土壤的理化性质和细菌活性,有利于体系中稳定生态系统的构建和污染物的降解^[101],其作为改善土壤环境的外源输入材料,能够直接或间接参与土壤生态系统中碳、氮、磷的循环,为稳定生态系统的构建提供了新角度。

2.3.2 电强化生物修复技术

电强化生物修复技术通过使污染物移动以及刺激细菌(例如PAHs降解细菌和烃降解细菌)活性实现修复,该技术已成功应用于修复多种有机污染土壤,对十五烷、苯酚和五氯苯酚(PCP)的去除率分别可达77.6%^[102]、51%^[103]和60%^[104]。电强化生物修复技术的优点在于其电场可以覆盖到地下污染物存在的区域,从而促进污染物随流体介质移动并去除,但电极周围由于电渗作用和电解作用易产生极端pH区域,不利于微生物的生长和污染物的去除,故可采用阴阳极交换的极性反转电场,该方法几乎不会引起土壤水分和pH的变化,能抑制极端pH区域的形成,还能加速污染物的矿化,并可促进土壤中细菌和养分的混合,阳极产生的氧气还能增强有氧微生物活性^[105]。在极性反转电场中采用电动-生物复合修复技术处理污染物,去除率为63%,是生物修复方法的1.7倍,且在电场作用下的细菌计数比无电场作用下高^[106]。总体来说,采用电动生物复合修复技术不仅可以增强微生物与污染物之间接触混合的多样性和连通性,还能保持统一的pH和湿度条件,维持均匀的微生物分布,并可以增加有效电场、增强生物降解面积^[107],有利于构建一个健康稳定的修复生态环境。

电强化生物修复技术的主要挑战之一是如何克服污染物大规模转移的极限,之二是传质电阻。影响传质电阻的主要因素是导电性,包括反应器设计、电极材料和土壤介质等^[108]。土壤中的总有机碳、黑炭、碳、氮等参数可以作为电强化生物修复技术的重要参数,优化这些参数可能是提高修复效率的有效方法,并可降低修复成本^[109]。因此,进一步研究使用这些参数和统计建模来预测和促进特定污染部位中的修复性能,将有利于在该研究领域取得突破。

2.3.3 添加营养补充剂促进植物和微生物生长

在土壤修复过程中,人为添加碳、氮、磷等养分能显著促进植物和微生物的生长和降解能力,肥料作为最常用的营养补充剂被广泛使用。关于施用无机肥和亲脂肥对石油烃降解的影响研究发现,肥料的添加可以显著提高总烃的降解率和脂肪酶的活性,当碳氢化合物污染严重时,可通过施肥对本地土壤微生物进行生物刺激来提升去除率,且初始的总石油烃污染程度越高,施肥对石油烃的去除影响就越明显,其中当污染物初始浓度为 $2\ 500\ mg\cdot kg^{-1}$ 时,施加无机肥后降解率为74%,施加亲脂肥后降解率可达80%^[110]。AY-OTAMUNO等^[111]使用含氮型肥料原位修复石油污染

的农业土壤时也发现,添加肥料在厌氧条件下能为微生物提供所需的营养物质,其石油烃的降解率高达50%~95%。由腐植酸、诺沃肥和氮磷钾复合肥构建的复合营养助剂能够有效刺激石油烃污染土壤中土著微生物的生长,提高土壤微生物的数量,增强脱氢酶活性,在使用该复合营养助剂处理60 d后石油烃降解率可达31.3%~39.5%,不添加营养助剂的修复效率仅为3.5%^[12]。通过添加营养补充剂同样可以提高对PAHs的降解效率,AMBROSOLI等^[13]在实验中发现,添加乙酸盐、乳酸盐或丙酮酸盐等营养补充剂后,PAHs的降解率均显著提高。在添加营养物时还需注意营养物的配比,例如分别以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 KH_2PO_4 为氮源和磷源,当营养物中碳、氮、磷的摩尔比为60:3:1时,节细菌(DX-9)对石油的降解效率最高^[14]。添加营养补充剂可以改善土壤性质(土壤有机质和持水量),提高土壤的耐盐性,增强营养元素(磷、钾、镁、锌和锰)的有效性,重塑土壤微生物群落组成并增强植物光合作用^[15],促进植物和微生物的生长,建立微生物与植物共生体系,提高植物、微生物对有机污染物的耐受性和对环境的适应性,从而提高生物修复能力。

由此可见,营养补充剂提供了生物生长所必需的无机或有机营养成分,从而促进了生物的生长活动,提高了生物修复的降解效率。但不同处理因污染物类型、土壤理化情况、肥料类型等因素的差异而在不同污染地点表现出不同的效果,且过量添加营养补充剂也会降低微生物的降解能力,因此根据污染物类型和污染程度,选择添加适当类型、数量的营养剂才可增加生物对污染物的降解效率。

3 结论和展望

本文综述了生物修复技术的限制性因素,发现气候地理条件对动植物的选择具有制约性,有机污染物的存在形态会影响修复效率的提升,而土壤自身环境与营养也会影响生物的有效性。依据这些限制性因素,提出了提升修复效果的方法。根据污染物、场地的特殊性,针对性地选择动植物和微生物。植物主要依靠根系细胞壁及蛋白质对污染物进行吸收降解,此外根系产生的有机质还可以起到固定污染物的作用;微生物通过自身的特异性酶利用污染物,而动物通过直接吸收等方式降解污染物。除了动植物、微生物对污染物的直接降解,通过添加有机溶剂、生物炭、营养物质等也可间接影响污染物的存在形态,提高生物有

效性。由于污染场地地质条件复杂多变且污染物种类繁多,有机物污染土壤具有较大的修复难度,采用单一的修复技术难以达到预期修复效果。因此,需要根据污染场地的实际情况,综合各种技术的优点进行优势互补,寻求高效复合修复技术,使修复后的土壤能够快速恢复性能,重新投入生产利用。

有机物污染的土壤面积大、范围广、程度深、降解难,相关修复治理工作势在必行。生物修复技术作为最有效可行的绿色修复技术,对于其效率提升等问题的解决仍需进一步的探索和研究。本研究提出以下展望:

(1)有机污染物在土壤中的迁移方式因土壤理化性质、地质气候条件的复杂性而异,导致有机污染物的转化形态也不同。为了达到更好的修复效果,需进一步从微观尺度探究不同有机物污染组分和土壤之间的相互作用,揭示有机物污染分子在土壤介质中的迁移、转化和降解规律,从而寻求合理的修复治理方法。

(2)在选择高效降解菌株时,快速分离筛选方法、对降解的影响因素、代谢机制都需要深入研究,同时可以通过分子生物学、基因工程学对菌株基因进行升级改造,从而提高菌株的特异性。

(3)添加生物炭后,土壤中的腐殖质、矿物质(离子和颗粒物)等组分会如何影响生物炭对污染物的吸附降解仍需进一步研究。此外,将生物炭进行功能化改性可提高生物炭对有机污染物的固定效果,但需确定最佳功能化生物炭改性条件,为提高修复效率提供研究基础。

(4)添加有机溶剂、营养物质等可以提高修复效率,但其对土壤环境的具体改变尚不明确,需进一步确定其环境与生态风险。

参考文献:

- [1] 钱暑强,刘铮. 污染土壤修复技术介绍[J]. 化工进展, 2000, 19(4): 10-12, 20. QIAN S Q, LIU Z. An overview of development in the soil - remediation techniques[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2000, 19(4): 10-12, 20.
- [2] LI D C, XU W F, MU Y, et al. Remediation of petroleum-contaminated soil and simultaneous recovery of oil by fast pyrolysis[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(9): 5330-5338.
- [3] VIDONISH J E, ZYGOURAKIS K, MASIELLO C A, et al. Pyrolytic treatment and fertility enhancement of soils contaminated with heavy hydrocarbons[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(5): 2498-2506.
- [4] XU J, HUANG F, WANG W, et al. Selectivity for modified Fenton's

- oxidation of crude oil in soils[J]. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 2016, 98(3/4):500-510.
- [5] RANI S, SUD D. Role of enhanced solar radiation for degradation of triazophos pesticide in soil matrix[J]. *Solar Energy*, 2015, 120:494-504.
- [6] REZEK J, IN DER WIESCHE C, MACKOVA M, et al. The effect of ryegrass (*Lolium perenne*) on decrease of PAH content in long term contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2008, 70(9):1603-1608.
- [7] ZHOU T, CHEN B M, LIU G, et al. Biodiversity of Jinggangshan Mountain: The importance of topography and geographical location in supporting higher biodiversity[J]. *PLoS One*, 2015, 10(3):e0120208.
- [8] 刘宁芳, 徐庆国, 杨知建, 等. 不同三叶草品种的农艺性状与营养特性比较[J]. 作物研究, 2007, 21(2):128-130. LIU N F, XU Q G, YANG Z J, et al. Comparison of agronomic and nutritional characteristics among different clover cultivars[J]. *Crop Research*, 2007, 21(2):128-130.
- [9] 蒲金涌, 姚晓红, 王润元, 等. 紫花苜蓿根系生长与土壤环境条件的关系[J]. 中国农业气象, 2008, 29(1):47-50. PU J Y, YAO X H, WANG R Y, et al. Relationship of growth of alfalfa rhizotaxis to soil environmental conditions[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2008, 29(1):47-50.
- [10] 陈嫣, 李广贺, 张旭, 等. 石油污染土壤植物根际微生态环境与降解效应[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2005, 45(6):784-787. CHEN Y, LI G H, ZHANG X, et al. Effect of petroleum biodegradation and rhizosphere micro ecosystem in phytoremediation of the polluted soil in oilfield[J]. *Journal of Tsinghua University (Science & Technology)*, 2005, 45(6):784-787.
- [11] 董亚明, 赵朝成, 蔡芸, 等. 新疆石油污染土壤植物修复特性研究[J]. 干旱区研究, 2013, 30(1):162-165. DONG Y M, ZHAO C C, CAI Y, et al. Study on phytoremediation of petroleum-polluted soil in Xinjiang[J]. *Arid Zone Research*, 2013, 30(1):162-165.
- [12] PALMROTH M R T, PICHTEL J, PUHAKKA J A. Phytoremediation of subarctic soil contaminated with diesel fuel[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 84(3):221-228.
- [13] 李兵, 张庆芳, 窦少华, 等. 低温石油降解菌 LHB16 的筛选及降解特性研究[J]. 生物技术, 2010, 20(5):83-85. LI B, ZHANG Q F, DOU S H, et al. Screening of psychrotrophic oil-degrading strain LHB16 and its degradation characteristics[J]. *Biotechnology*, 2010, 20(5):83-85.
- [14] 高秀荣, 林姗姗, 孙安琪, 等. 一株多环芳烃降解菌的筛选及其降解特性[J]. 环境工程学报, 2020, 14(6):1668-1678. GAO X R, LIN S N, SUN A Q, et al. Screening and degradation characteristics of a PAHs-degrading bacteria[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2020, 14(6):1668-1678.
- [15] 蒙祖庆, 宋丰萍, 大次卓嘎. 西藏高原环境下花期干旱胁迫及复水对不同油料作物生长及产量的影响[J]. 西南农业学报, 2011, 24(5):1690-1694. MENG Z Q, SONG F P, DACIZHUOGA. Effects of drought and rehydration at flowering stage on different types of rapeseed growth and yield under Tibet Plateau environment[J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2011, 24(5):1690-1694.
- [16] YANG Y, LIU Y, LI Z, et al. Significance of soil microbe in microbial-assisted phytoremediation: An effective way to enhance phytoremediation of contaminated soil[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2020, 17(4):2477-2484.
- [17] WANG M C, CHEN Y T, CHEN S H, et al. Phytoremediation of pyrene contaminated soils amended with compost and planted with ryegrass and alfalfa[J]. *Chemosphere*, 2011, 87(3):217-225.
- [18] WU F, TIAN K, WANG J, et al. Accumulation and translocation of phenanthrene, anthracene and pyrene in winter wheat affected by soil water content[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 183:109567.
- [19] 赵俊岭, 周岩梅, 刁晓华. CaCl₂浓度对土壤吸附西维因的影响研究[J]. 环境污染与防治, 2013, 35(4):47-51. ZHAO J L, ZHOU Y M, DIAO X H. Effects of CaCl₂ concentration on carbaryl sorption on soils[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2013, 35(4):47-51.
- [20] WANG C, ZHU L, ZHANG C. A new speciation scheme of soil polycyclic aromatic hydrocarbons for risk assessment[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(5):1139-1149.
- [21] NAM K, ALEXANDER M. Role of nanoporosity and hydrophobicity in sequestration and bioavailability: Tests with model solids[J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, 32(1):71-74.
- [22] 李晓军, 李培军, 蔺昕. 土壤中难降解有机污染物锁定机理研究进展[J]. 应用生态学报, 2007, 18(7):1624-1630. LI X J, LI P J, LIN X. Research advances in sequestration mechanisms of hardly biodegradable organic contaminants in soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(7):1624-1630.
- [23] 柳畅先, 马心鲁. 有机污染物对微生物的毒性研究[J]. 中南民族大学学报(自然科学版), 2002, 21(1):8-10. LIU C X, MA X L. Studies of the toxicity of organic pollutant to microbe[J]. *Journal of South-Central University for Nationalities (Nat Sci Edition)*, 2002, 21(1):8-10.
- [24] 张敏, 张俊, 钱金秋, 等. 磺胺二甲嘧啶对沼气发酵过程中酶活性和微生物群落功能多样性的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(7):653-659. ZHANG M, ZHANG J, QIAN J Q, et al. Effects of sulfamethazine on enzyme activities and microbial community functional diversity during biogas fermentation[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(7):653-659.
- [25] VERMEULEN F, COVACI A, D'HAVÉ H, et al. Accumulation of background levels of persistent organochlorine and organobromine pollutants through the soil-earthworm-hedgehog food chain[J]. *Environment International*, 2010, 36(7):721-727.
- [26] XU P, WANG Y, ZHANG Y, et al. Toxicity and bioaccumulation of ethofumesate enantiomers in earthworm *Eisenia fetida*[J]. *Chemosphere*, 2014, 112:163-169.
- [27] 刘萍, 陈景文, 边海涛, 等. 酰胺类农药在白洋淀典型农田土壤上的吸附行为[J]. 湖南科技大学学报(自然科学版), 2009, 24(2):104-107. LIU P, CHEN J W, BIAN H T, et al. Adsorption of acetanilide pesticides on soils of Baiyang Lake[J]. *Journal of Hunan University of Science & Technology (Natural Science Edition)*, 2009, 24(2):104-107.
- [28] SINGH B K, WALKER A, MORGAN J A W, et al. Effects of soil pH on the biodegradation of chlorpyrifos and isolation of a chlorpyrifos-degrading bacterium[J]. *Applied and Environmental Microbiology*,

- 2003, 69(9):5198-5206.
- [29] TAKEI D, WASHIO K, MORIKAWA M. Identification of alkane hydroxylase genes in *Rhodococcus* sp. strain TMP2 that degrades a branched alkane[J]. *Biotechnology Letters*, 2008, 30(8): 1447-1452.
- [30] 李晓亮, 秦智伟, 侯利园, 等. 土壤环境因素对残留农药降解的影响[J]. 东北农业大学学报, 2009, 40(4): 132-135. LI X L, QIN Z W, HOU L Y, et al. Influence of environmental factors on degradation of residual pesticide in soil[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2009, 40(4): 132-135.
- [31] KARPOUZAS D G, WALKER A. Factors influencing the ability of *Pseudomonas putida* ePl to degrade ethoprophos in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(11/12): 1753-1762.
- [32] 屠明明, 王秋玉. 石油污染土壤的生物刺激和生物强化修复[J]. 中国生物工程杂志, 2009, 29(8): 129-134. TU M M, WANG Q Y. Biostimulation and bioaugmentation repair of oil contaminated soil[J]. *China Biotechnology*, 2009, 29(8): 129-134.
- [33] EMAMI S, POURBABAIE A A, ALIKHANI H A. Interactive effect of nitrogen fertilizer and hydrocarbon pollution on soil biological indicators[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 72(9): 3513-3519.
- [34] FODELIANAKIS S, ANTONIOU E, MAPELLI F, et al. Allochthonous bioaugmentation in *ex situ* treatment of crude oil-polluted sediments in the presence of an effective degrading indigenous microbiome[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 287: 78-86.
- [35] SIDDIQUE M, SIDDIQUE M T, ALI S, et al. Macronutrient assessment in apple growing region of Punjab[J]. *Soil & Environment*, 2009, 28(2): 184-192.
- [36] 唐琨, 朱伟文, 周文新, 等. 土壤pH对植物生长发育影响的研究进展[J]. 作物研究, 2013, 27(2): 207-212. TANG K, ZHU W W, ZHOU W X, et al. Research progress on effects of soil pH on plant growth and development[J]. *Crop Research*, 2013, 27(2): 207-212.
- [37] 秦文芳, 宋慧平, 范远, 等. 活性焦对晋北盐碱地土壤性质和两种植物生长的影响[J]. 应用生态学报, 2021, 32(5): 1799-1806. QIN W F, SONG H P, FAN Y, et al. Effects of activated coke on soil properties and growth of two plant species in saline alkali soil in northern Shanxi Province, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(5): 1799-1806.
- [38] 张静, 李素慧, 宋海燕, 等. 模拟喀斯特不同土壤生境下黑麦草对水分胁迫的生长和光合生理响应[J]. 生态学报, 2020, 40(4): 1240-1248. ZHANG J, LI S H, SONG H Y, et al. Growth and photosynthetic physiological responses of *Lolium perenne* L. to water stress in the simulated Karst soil habitats[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(4): 1240-1248.
- [39] 高雅芳, 王雷, 杜海波, 等. 长白山苔原带土壤温度与肥力随海拔的变化特征[J]. 冰川冻土, 2018, 40(4): 702-714. GAO Y F, WANG L, DU H B, et al. Altitude-dependent soil temperature and fertility in the alpine tundra of the Changbai Mountains[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2018, 40(4): 702-714.
- [40] 杨红军, 谢文军, 陈志英, 等. 六种野草对土壤中菲的降解研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(5): 1242-1246. YANG H J, XIE W J, CHEN Z Y, et al. Decontamination of six grass species to phenanthrene in soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2012, 43(5): 1242-1246.
- [41] NWAICHI E O, FRAC M, NWOHA P A, et al. Enhanced phytoremediation of crude oil-polluted soil by four plant species: Effect of inorganic and organic bioaugmentation[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2015, 17(12): 1253-1261.
- [42] LEONARDI V, ŠAŠEK V, PETRUCCIOLI M, et al. Bioavailability modification and fungal biodegradation of PAHs in aged industrial soils[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2007, 60(3): 165-170.
- [43] POTIN O, VEIGNIE E, RAFIN C. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by *Cladosporium sphaerospermum* isolated from an aged PAH contaminated soil[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2004, 51(1): 71-78.
- [44] 林先贵, 吴宇澄, 曾军, 等. 多环芳烃的真菌漆酶转化及污染土壤修复技术[J]. 微生物学通报, 2017, 44(7): 1720-1727. LIN X G, WU Y C, ZENG J, et al. Transformation of polycyclic aromatic hydrocarbon by fungal laccases and potential application in soil remediation[J]. *Microbiology China*, 2017, 44(7): 1720-1727.
- [45] WEELINK S A B, WIM V D, TALARICO S F, et al. A strictly anaerobic betaproteobacterium *Georgfuchsia toluolica* gen. nov., sp. nov. degrades aromatic compounds with Fe(III), Mn(IV) or nitrate as an electron acceptor[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2009, 70(3): 575-585.
- [46] SHINODA Y, AKAGI J, UCHIHASHI Y, et al. Anaerobic degradation of aromatic compounds by magnetospirillum strains: Isolation and degradation genes[J]. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry*, 2014, 69(8): 1483-1491.
- [47] WANG X B, CHI C Q, NIE Y, et al. Degradation of petroleum hydrocarbons (C₆-C₄₀) and crude oil by a novel *Dietzia* strain[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(17): 7755-7761.
- [48] YU Y, ZHANG W, CHEN G H, et al. Preparation of petroleum-degrading bacterial agent and its application in remediation of contaminated soil in Shengli oil field, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2014, 21(13): 7929-7937.
- [49] KRAUSS M, WILCKE W, ZECH W. Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) to earthworms in urban soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34(20): 4335-4340.
- [50] 潘政, 郝月崎, 赵丽霞, 等. 蚯蚓在有机污染土壤生物修复中的作用机理与应用[J]. 生态学杂志, 2020, 39(9): 3108-3117. PAN Z, HAO Y Q, ZHAO L X, et al. Mechanism and application of earthworm in bioremediation of soil contaminated with organic pollutants: A review[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, 39(9): 3108-3117.
- [51] POLEWCZYK A, MARCHUT-MIKOŁAJCZYK O, DROŹDŹYŃSKI P, et al. Effects of ozonized rapeseed oil on bioremediation of diesel oil contaminated soil by *Bacillus mycoides* NS1020[J]. *Bioremediation Journal*, 2020, 24(2/3): 204-213.
- [52] ZHANG D, ZHU L, LI F. Influences and mechanisms of surfactants on pyrene biodegradation based on interactions of surfactant with a *Klebsiella oxytoca* strain[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 142: 454-461.
- [53] 杨婧, 郭楚玲, 刘沙沙, 等. 邻苯二甲酸酯降解菌的筛选、降解特性

- 及土壤修复研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(5): 933-940.
- YANG J, GUO C L, LIU S S, et al. Isolation and characterization of phthalate-degrading bacterial strain, and its application in phthalate-contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(5): 933-940.
- [54] WANG J, ZHANG M Y, CHEN T, et al. Isolation and Identification of a di-(2-ethylhexyl) phthalate-degrading bacterium and its role in the bioremediation of a contaminated soil[J]. *Pedosphere*, 2015, 25(2): 202-211.
- [55] 刘亚南, 朱颖楠, 王瑾丰, 等. 有机污染物胞外作用机理及微生物群体感应调控特征[J]. 工业水处理, 2021, 41(6): 1-13. LIU Y N, ZHU Y N, WANG J F, et al. The extracellular removal mechanism of organic pollutants and the regulation characteristics of microbial quorum sensing[J]. *Industrial Water Treatment*, 2021, 41(6): 1-13.
- [56] O'BRIEN A M. Importance of plant- and microbe-driven metabolic pathways for plant defence[J]. *Molecular Ecology*, 2019, 28(7): 1582-1584.
- [57] KHAN Z, ROMAN D, KINTZ T, et al. Degradation, phytoprotection and phytoremediation of phenanthrene by endophyte *Pseudomonas putida*, PD1[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(20): 12221-12228.
- [58] AMBROSE K V, TIAN Z P, WANG Y F, et al. Functional characterization of salicylate hydroxylase from the fungal endophyte *Epichlo festucae*[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5(1): 10939.
- [59] VANGRONVELD J, HERZIG R, WEYENS N, et al. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: Lessons from the field[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2009, 16(7): 765-794.
- [60] MUELLER K E, SHANN J R. PAH dissipation in spiked soil: Impacts of bioavailability, microbial activity, and trees[J]. *Chemosphere*, 2006, 64(6): 1006-1014.
- [61] SCHNOOR J L, LICHT L A, MCCUTCHEON S C, et al. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants[J]. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29(7): 318A-323A.
- [62] CUNHA A C B, SABEDOT S, SAMPAIO C H, et al. *Salix rubens* and *salix triandra* species as phytoremediators of soil contaminated with petroleum-derived hydrocarbons[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2012, 223(8): 4723-4731.
- [63] DIAB E A. Phytoremediation of oil contaminated desert soil using the rhizosphere effects[J]. *Global Journal of Environmental Research*, 2008, 2(2): 66-73.
- [64] 樊芸. 两种植物生命周期内对疏水性有机污染物的吸收及累积[D]. 广州: 中国科学院大学(中国科学院广州地球化学研究所), 2021. FAN Y. Uptake and accumulation of hydrophobic organic contaminants into two plants during the whole life[D]. Guangzhou: University of Chinese Academy of Sciences, 2021.
- [65] ILKA D, JULIA G, LUKASZ C, et al. Adaptation of anaerobically grown *Thauera aromatica*, *Geobacter sulfurreducens* and *Desulfococcus multivorans* to organic solvents on the level of membrane fatty acid composition[J]. *Microbial Biotechnology*, 2010, 3(2): 201-209.
- [66] 王建峰, 刘婷, 马红艳. 根表功能基因工程菌用于土壤污染修复的研究[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(4): 165-170. WANG J F, LIU T, MA H Y. Mechanism of engineered biofilms of functional bacteria on root surfaces for contamination control and soil remediation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 43(4): 165-170.
- [67] 蒋建东, 李荣, 郭新强, 等. 多功能农药降解基因工程菌株 m-CDS-1 环境释放安全评价[J]. 微生物学报, 2008, 48(11): 1479-1485. JIANG J D, LI R, GUO X Q, et al. Risk assessment for environmental release of genetically engineered microorganism m-CDS-1[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2008, 48(11): 1479-1485.
- [68] SMRITI S, BALWINDER S, K G V. Biodegradation of imidacloprid by consortium of two soil isolated *Bacillus* sp.[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2014, 93(5): 637-642.
- [69] VILLAVERDE J, RUBIO-BELLIDO M, LARA-MORENO A, et al. Combined use of microbial consortia isolated from different agricultural soils and cyclodextrin as a bioremediation technique for herbicide contaminated soils[J]. *Chemosphere*, 2018, 193: 118-125.
- [70] ZHANG L, HANG P, HU Q, et al. Degradation of phenylurea herbicides by a novel bacterial consortium containing synergistically catabolic species and functionally complementary hydrolases[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2018, 66(47): 12479-12489.
- [71] XU X H, RAPHY Z, SHLOMIT M, et al. Modeling microbial communities from atrazine contaminated soils promotes the development of biostimulation solutions[J]. *The ISME Journal*, 2019, 13(2): 494-508.
- [72] WINNIE D, ELLEN B, JOHAN G, et al. Synergistic degradation of linuron by a bacterial consortium and isolation of a single linuron-degrading *variovorax* strain[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69(3): 1532-1541.
- [73] 武宇辉, 杨悦锁, 赵传起, 等. 水土环境中微生物胞外聚合物对污染物迁移和归宿影响的研究进展[J]. 化工学报, 2018, 69(8): 3303-3317. WU Y H, YANG Y S, ZHAO C Q, et al. A review on effects of extracellular polymeric substances on contaminants fate & transport in soil and water environment[J]. *CIESC Journal*, 2018, 69(8): 3303-3317.
- [74] MANGWANI N, KUMARI S, DAS S. Marine bacterial biofilms in bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) under terrestrial condition in a soil microcosm[J]. *Pedosphere*, 2017, 27(3): 548-558.
- [75] SHENG G P, ZHANG M L, YU H Q. Characterization of adsorption properties of extracellular polymeric substances (EPS) extracted from sludge[J]. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2008, 62(1): 83-90.
- [76] ZHANG Z Q, XIA S Q, WANG X J, et al. A novel biosorbent for dye removal: Extracellular polymeric substance (EPS) of *Proteus mirabilis* TJ-1[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 163(1): 279-284.
- [77] FANG H, ZHOU W, CAO Z, et al. Combined remediation of DDT congeners and cadmium in soil by *Sphingobacterium* sp. D-6 and *Sedum alfredii* Hance[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(6): 1036-1046.
- [78] 陈丽华, 周立辉, 雒晓芳, 等. 微生物菌剂与冰草联合修复含油污染土壤[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2015, 46(11): 4377-4383. CHEN L H, ZHOU L H, LUO X F, et al. Bioremediation of oil-contaminated soil by microbial agents and ice grass[J]. *Journal of*

- Central South University (Science and Technology), 2015, 46(11): 4377-4383.
- [79] MA X D, LI X, CHENG Y H, et al. Soil microbial community succession and interactions during combined plant/white-rot fungus remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 752: 142224.
- [80] KERSANTÉ A, MARTIN-LAURENT F, SOULAS G, et al. Interactions of earthworms with atrazine-degrading bacteria in an agricultural soil[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2006, 57(2): 192-205.
- [81] JIANG L, PAN B, LIANG J Q, et al. Earthworm casts restrained the accumulation and phytotoxicity of soil glyphosate to cowpea (*Vigna unguiculata*(L.) Walp.) plants[J]. *Chemosphere*, 2021, 279: 130571.
- [82] MARCHUT-MIKOLAJCZYK O, KWAPISZ E, WIECZOREK D, et al. Biodegradation of diesel oil hydrocarbons enhanced with *Mucor circinelloides* enzyme preparation[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2015, 104: 142-148.
- [83] SAMANTA S K, SINGH O V, JAIN R K. Polycyclic aromatic hydrocarbons: Environmental pollution and bioremediation[J]. *Trends in Biotechnology*, 2002, 20(6): 243-248.
- [84] ZHANG D, ZHU L. Effects of Tween 80 on the removal, sorption and biodegradation of pyrene by *Klebsiella oxytoca* PYR-1[J]. *Environmental Pollution*, 2012, 164: 169-174.
- [85] LI F, ZHU L, WANG L, et al. Gene expression of an arthrobacter in surfactant-enhanced biodegradation of a hydrophobic organic compound[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(6): 3698-3704.
- [86] 王晓旭, 孙丽娜, 吴昊, 等. 表面活性剂强化球形节杆菌修复 DDTs 污染农田土壤的现场实验[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(11): 6768-6774. WANG X X, SUN L N, WU H, et al. In-site experiment on surfactants-enhanced for biodegradation of DDTs-contaminated farmland soils by *Arthrobacter globiformis*[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(11): 6768-6774.
- [87] NI H, ZHOU W, ZHU L. Enhancing plant-microbe associated bioremediation of phenanthrene and pyrene contaminated soil by SDBS-Tween 80 mixed surfactants[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(5): 1071-1079.
- [88] RONG L G, ZHENG X H, OBA B T, et al. Activating soil microbial community using bacillus and rhamnolipid to remediate TPH contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2021, 275: 130062.
- [89] YANG Y N, SHENG G Y. Enhanced pesticide sorption by soils containing particulate matter from crop residue burns[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(16): 3635-3639.
- [90] 周尊隆, 吴文玲, 李阳, 等. 3种多环芳烃在木炭上的吸附/解吸行为[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(2): 813-819. ZHOU Z L, WU W L, LI Y, et al. Sorption and desorption behaviors of three PAHs by charcoals[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2): 813-819.
- [91] SAQUING J M, YU Y H, CHIU P C. Wood-derived black carbon (biochar) as a microbial electron donor and acceptor[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2016, 3(2): 62-66.
- [92] YU L P, YUAN Y, TANG J, et al. Biochar as an electron shuttle for reductive dechlorination of pentachlorophenol by *Geobacter sulfurreducens*[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 16221.
- [93] ZHU D Q, SEOKJOON K, PIGNATELLO J J. Adsorption of single-ring organic compounds to wood charcoals prepared under different thermochemical conditions[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(11): 3990-3998.
- [94] 王朋, 吴敏, 李浩, 等. 环境持久性自由基对有机污染物环境行为的影响研究进展[J]. *化工进展*, 2017, 36(11): 4243-4249. WANG P, WU M, LI H, et al. Formation of environmental persistent free radicals and its influence on organic pollutant behavior: A review[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2017, 36(11): 4243-4249.
- [95] FANG G D, GAO J, LIU C, et al. Key role of persistent free radicals in hydrogen peroxide activation by biochar: Implications to organic contaminant degradation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1902-1910.
- [96] PAN B, LI H, LANG D, et al. Environmentally persistent free radicals: Occurrence, formation mechanisms and implications[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 248: 320-331.
- [97] LEHMANN J. Concepts and questions bio-energy in the black[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2007, 5(7): 381-387.
- [98] COHEN-OFRI I, WEINER L, BOARETTO E, et al. Modern and fossil charcoal: Aspects of structure and diagenesis[J]. *Journal of Archaeological Science*, 2006, 33(3): 428-439.
- [99] 聂新星, 陈防. 生物炭对土壤钾素生物有效性影响的研究进展[J]. *中国土壤与肥料*, 2016, 2: 1-6. NIE X X, CHEN F. Advances of the effects of biochar application on soil potassium bioavailability[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2016, 2: 1-6.
- [100] SARMA H, SONOWAL S, PRASAD M. Plant-microbiome assisted and biochar-amended remediation of heavy metals and polyaromatic compounds: A microcosmic study[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 176: 288-299.
- [101] ZHANG B, ZHANG L, ZHANG X. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by petroleum-degrading bacteria immobilized on biochar[J]. *RSC Advances*, 2019, 9(60): 35304-35311.
- [102] KIM S J, PARK J Y, LEE Y J, et al. Application of a new electrolyte circulation method for the *ex situ* electrokinetic bioremediation of a laboratory-prepared pentadecane contaminated kaolinite[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2005, 118(1/2/3): 171-176.
- [103] LUO Q, WANG H, ZHANG X, et al. *In situ* bioelectrokinetic remediation of phenol-contaminated soil by use of an electrode matrix and a rotational operation mode[J]. *Chemosphere*, 2006, 64(3): 415-422.
- [104] HARBOTTLE M J, LEAR G, SILLS G C, et al. Enhanced biodegradation of pentachlorophenol in unsaturated soil using reversed field electrokinetics[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(5): 1893-1900.
- [105] SAINI A, BEKELE D N, CHADALAVADA S, et al. A review of electrokinetically enhanced bioremediation technologies for PHs[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2020, 88: 31-45.
- [106] HUANG D, GUO S, LI T, et al. Coupling interactions between electrokinetics and bioremediation for pyrene removal from soil under po-

- larity reversal conditions[J]. *CLEAN—Soil, Air, Water*, 2013, 41(4): 383–389.
- [107] GILL R, HARBOTTLE M J, SMITH J, et al. Electrokinetic-enhanced bioremediation of organic contaminants: A review of processes and environmental applications[J]. *Chemosphere*, 2014, 107: 31–42.
- [108] WANG H M, XING L Q, ZHANG H H, et al. Key factors to enhance soil remediation by bioelectrochemical systems (BESs): A review[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 419: 129600.
- [109] JOINER K L, TUKEMAN G L, OBRAZTSOVA A Y, et al. Impact of sediment parameters in the prediction of benthic microbial fuel cell performance[J]. *RSC Advances*, 2020, 10(44): 26220–26228.
- [110] MARGESIN R, HÄMMERLE M, TSCHERKO D. Microbial activity and community composition during bioremediation of diesel-oil-contaminated soil: Effects of hydrocarbon concentration, fertilizers, and incubation time[J]. *Microbial Ecology*, 2007, 53(2): 259–269.
- [111] AYOTAMUNO M, KOGBARA R, OGAJI S, et al. Bioremediation of a crude-oil polluted agricultural-soil at Port Harcourt, Nigeria[J]. *Applied Energy*, 2006, 83(11): 1249–1257.
- [112] 乔俊, 陈威, 张承东. 添加不同营养助剂对石油污染土壤生物修复的影响[J]. *环境化学*, 2010, 29(1): 6–11. QIAO J, CHEN W, ZHANG C D. Bioremediation of petroleum contaminated soil by various nutrient amendments[J]. *Environmental Chemistry*, 2010, 29(1): 6–11.
- [113] AMBROSOLI R, PETRUZZELLI L, MINATI J L, et al. Anaerobic PAH degradation in soil by a mixed bacterial consortium under denitrifying conditions[J]. *Chemosphere*, 2005, 60(9): 1231–1236.
- [114] 李佳, 曹兴涛, 隋红, 等. 石油污染土壤修复技术研究现状与展望[J]. *石油学报*, 2017, 33(5): 811–833. LI J, CAO X T, SUI H, et al. Overview of remediation technologies for petroleum-contaminated soils[J]. *Acta Petrolei Sinica*, 2017, 33(5): 811–833.
- [115] YOU X W, YIN S J, SUO F Y, et al. Biochar and fertilizer improved the growth and quality of the ice plant (*Mesembryanthemum crystallinum* L.) shoots in a coastal soil of Yellow River Delta, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 775: 144893.

(责任编辑:宋潇)