

# 污染土壤生物联合修复机制研究进展

王庆宏, 郑逸, 李倩玮, 王鑫, 詹亚力, 陈春茂\*

中国石油大学(北京)化学工程与环境学院, 石油石化污染物控制与处理国家重点实验室, 北京 102249

**摘要:** 土壤污染的生物修复方法因其独特的生态价值被广泛认可。单一生物修复易受复杂环境影响, 而利用多种生物进行联合修复则可借助种间关系提高修复效果。本文通过整理近年来土壤中微生物、植物、动物单独修复和物种间联合修复污染的研究成果, 梳理了生物联合修复过程中微生物、植物、动物三类生物的功能, 明确了微生物在发挥自身污染修复能力的同时也可以减轻其他物种受到的环境胁迫; 植物通过根系构建修复功能区域并与附近其他物种及环境进行物质与能量交换; 动物通过自身移动和摄食行为优化土壤和微生物结构的作用机制。其中, “微生物-植物”联合修复可强化微生物与植物的共生关系、增强微生物去除污染物的能力; “植物-动物”联合修复可通过动物或其排泄物的作用改善土壤环境、促进植物生长, 同时通过植物根系改善动物的生存环境; “微生物-动物”联合修复可在动物搬运摄食、消化排泄等过程中强化微生物的生长代谢能力。目前, “微生物-植物”联合修复是最主要的土壤生物联合修复方法, 其修复机制较为明确, 今后应进一步加强“微生物-植物-动物”联合修复机制研究, 为三者联合修复土壤污染奠定基础。

**关键词:** 土壤污染; 生物修复; 植物修复; 微生物修复

中图分类号: X53

文章编号: 1001-6929(2022)01-0246-11

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2021.10.16

## Overview of Combined Bioremediation Mechanism of Contaminated Soil

WANG Qinghong, ZHENG Yi, LI Qianwei, WANG Xin, ZHAN Yali, CHEN Chunmao\*

State Key Laboratory of Petroleum Pollution Control, College of Chemical Engineering and Environment, China University of Petroleum (Beijing), Beijing 102249, China

**Abstract:** Bioremediation of soil pollution is widely accepted due to its unique ecological value. The effectiveness of single bioremediation is restricted by complex environmental conditions, but the interspecific relationship of biology can be used to improve the effect of combined bioremediation. In this paper, recent studies on soil remediation by microorganisms, plants, animals and their combination are summarized. The functions of microorganisms, plants and animals in the process of combined bioremediation were clarified. It indicates that microorganisms can exert their own remediation ability and mitigate the environmental stress of other species at the same time; plants can construct remediation zone through roots and exchange mass and energy with other species and environment nearby; animals can optimize soil and microbial structure through their own movement and feeding habits. The combined bioremediation of ‘microorganism-plant’ can strengthen the symbiotic relationship between microorganisms and plants, thereby enhancing the ability of microorganisms for pollutant removal. The combined bioremediation of ‘plant-animal’ can promote plant growth by improving the soil environment through the action of animals or their excrement, and the living environment of animals can also be improved through plant roots. The combined bioremediation of ‘microorganism-animal’ can strengthen microorganism metabolism in the process of animal transportation, feeding, digestion and excretion. At present, the combined remediation of ‘microorganism-plant’ is the current hotspot in this field and it has clear remediation mechanisms. In the future, it is necessary to study the mechanism of ‘microorganism-plant-animal’ to lay the foundation for their combination on soil pollution remediation.

**Keywords:** soil pollution; bioremediation; phytoremediation; microbial remediation

收稿日期: 2021-04-12 修订日期: 2021-08-02

作者简介: 王庆宏(1984-), 女, 黑龙江齐齐哈尔人, 副教授, 博士, 博导, 主要从事生物处理技术、土壤污染修复研究, wangqh@163.com.

\* 责任作者, 陈春茂(1978-), 男, 辽宁葫芦岛人, 教授, 博士, 博导, 主要从事石油石化污染物控制与处理研究, c.chen@cup.edu.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(No.SQ2019YFC180003-001-001, SQ2018YFC1801903-01); 中国石油科技创新基金项目(No.2020D-5007-0505)

Supported by National Key Research and Development Program of China (No.SQ2019YFC180003-001-001, SQ2018YFC1801903-01); Science and Technology Innovation foundation of China National Petroleum Corporation (No.2020D-5007-0505)

在众多土壤修复技术中,生物修复技术具有环境扰动少、不易造成二次污染、修复成本低等优点,为土壤修复提供了绿色生态的技术路线.生物修复既适用于修复有机污染土壤(包括石油类污染、多环芳烃类污染、农药类污染等),也可用于修复无机污染土壤(包括重金属、非金属、放射性污染等)<sup>[1]</sup>.生物修复按照修复主体(主要承担修复功能的生物种类)不同可分为植物修复、动物修复、微生物修复及多种生物联合修复.单一生物修复机制根据原理不同可分为固定富集、胞外分泌、代谢转化、抗逆应激等.在生物联合修复中,除考虑单一生物本身的修复效果外,还应考虑与其他修复生物的共存与互作.掌握生物联合修复机制对优化工艺路线、提升修复效果至关重要.随着近年来生物联合修复研究的不断深入,更需要对其中复杂的修复机制进行进一步讨论.鉴于此,本文梳理了微生物、植物、动物对污染土壤的单独修复机制及多种生物联合修复机制研究,同时整理了近年来的相关研究成果,以期对生物联合修复新技术研发、工艺优化和修复效果提升提供参考.

## 1 单一生物土壤修复机制

### 1.1 微生物修复机制

重金属和有机污染土壤修复是当前研究的重点.微生物修复重金属污染土壤机制主要分为胞内与胞外两类,其中胞外去除机制以吸附固定和离子交换为主.微生物吸附重金属的过程主要取决于细胞表面的肽聚糖结构,该结构中包含的羧基、羟基、酰基等官能团可与重金属离子配位固定,已经固定离子的官能团还可以通过离子交换作用固定其他游离的重金属离子.微生物同时可以分泌胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)和多种代谢产物. EPS中多糖、酶及生物酸成分可增强重金属的溶解性并提升微生物固定效果<sup>[2]</sup>.这些代谢产物还可促进其他土壤生物生长,如内生醋杆菌属(*Acetobacter beijerinck*)可产生植物激素,强化植物富集重金属作用<sup>[3]</sup>.微生物也可借助酶促反应调节土壤理化环境,并将重金属以硫化物、硫酸盐和磷酸盐等形式矿化固定<sup>[4]</sup>,如脲酶在调节土壤pH的同时也可使重金属矿化为碳酸盐<sup>[5]</sup>.胞内作用去除重金属存在两类主要机制:①通过应激调控产生诸如金属硫蛋白(metallothioneins, MTs)、谷胱甘肽等蛋白或多肽,通过巯基结合金属形成配合物降低毒性<sup>[6]</sup>;②利用生物酶对重金属进行氧化还原以降低毒性,如将 $\text{Cr}^{6+}$ 还原为 $\text{Cr}^{3+}$ 、将 $\text{As}^{3+}$ 氧化为 $\text{As}^{5+}$ 等<sup>[7]</sup>.当重金属毒性超过上述机制调节阈值时,微生物可合成多聚磷酸盐与之结合,并置于远离

重要细胞器的气泡中以减少其对细胞的危害<sup>[4]</sup>.微生物在减轻重金属胁迫作用的同时也为土壤中其他生物提供了保护作用.

绝大多数有机污染物可被土壤微生物以代谢或共代谢途径降解,常见的代谢方式有氧化、水解、烷基化和去烷基化.针对土壤中不同类型有机污染物降解的研究相对较多,主要包括开发适生菌种、筛选土著菌种或表面活性剂产生菌以及生物强化工艺等<sup>[8-9]</sup>.例如,利用生物强化修复长期残留混合农药的土壤效果显著<sup>[10]</sup>.微生物降解有机污染过程具有特异性,如降解PAHs时,真菌主要分解高环芳香烃,细菌则倾向于矿化低环芳香烃<sup>[11]</sup>.降解分为胞内和胞外两类机制,一般通过酶促反应完成.胞内和胞外酶的降解能力有所差异,如白腐真菌胞内酶对BDE-209的开环及脱溴能力均远小于其胞外酶<sup>[12]</sup>.农药降解通常遵循水解、氨基酸/糖酸结合、代谢转化3个步骤.但有研究发现,微生物可对有机农药氯吡磷进行直接降解<sup>[13]</sup>,在细胞内外均检测不到氯吡磷的降解中间产物.研究去除土壤中存在的农药-重金属复合型底物时发现,低浓度金属可对农药降解产生促进作用,而毒性金属会与微生物降解过程中一些重要的酶结合,导致酶失活<sup>[14]</sup>.对于持久性有机污染物(persistent organic pollutants, POPs)的生物修复,因其在微生物、土壤液相与固相之间的降解转化规律复杂,多将污染物的生物可利用性和迁移转化规律结合起来进行研究.

微生物广泛存在于植物根际和土壤动物肠道中,生物联合修复会有效减轻污染物对土壤生物的胁迫作用.微生物的胞外分泌物还会增强植物生长抗逆能力,提高植物对污染物的可利用性,微生物还为土壤动物提供了食物来源.

### 1.2 植物修复机制

植物修复土壤是通过地下根系对土壤污染物拦截、吸附、转运等作用,将污染物进行固定或迁移至植物体内的过程.通过植物提取进入植物体内的污染物,一部分可在植物蒸腾作用中持续少量挥发,或通过植物自身新陈代谢对其进行降解或削弱毒性,其余部分则通过富集作用残留在植物体内.未能进入植物体内的污染物,则可通过植物分泌物将污染物进行形态转化后固定于植物根际.研究重金属与有机物污染土壤的植物修复机制有不同的侧重点,修复重金属污染主要关注植物的转运、富集及固定过程,去除有机物污染则主要关注植物摄取及代谢方式.

植物修复重金属污染土壤主要通过根系实现,根系细胞对污染的耐受性和富集转运能力是衡量该物

种是否能够成为超富集植物的关键。例如,蜈蚣草(*Pteris vittata* L.)对砷、铅表现出极高的耐受性和转运能力,但对锌的转运能力较差<sup>[15]</sup>。植物根系固定重金属是另一主要作用机制,植物根系分泌物可改变根际环境条件( $E_h$ 和pH),通过分解、螯合、氧化还原等过程降低重金属的生物有效性<sup>[16]</sup>。根系分泌的氨基酸、有机酸等小分子物质可降低根际pH、提升重金属溶解性,并通过络合作用固定重金属<sup>[17-18]</sup>。根际分泌的多糖等胶黏性物质可以与铅、铜、镉等重金属离子结合,将其包裹在根系表面<sup>[19]</sup>。此外,植物叶片的蒸腾作用也会促进重金属修复,蒸腾作用越强,其对重金属的提取和积累促进作用越明显<sup>[20]</sup>。例如,Cd在烟草(*Nicotiana tabacum* L.)叶片蒸腾作用被抑制的情况下无法被植物富集利用,蒸腾作用同时还是Cd从木质部转移到叶片挥发的动力<sup>[21]</sup>。

植物修复土壤有机污染需要依靠细胞代谢,植物细胞分泌胞外酶可用于降解有机污染物,如硝酸盐降解酶、脱卤酶可降解土壤中残留的三硝基甲苯(trinitrotoluene, TNT)、三氯乙烯(trichloroethylene, TCE)等有机污染物。由于胞外酶通常具有时效性,因此需要植物持续分泌才能发挥作用。有机物进入植物细胞的方式既有主动吸收也有被动吸收,但只有少数激素类物质通过主动吸收进入植物细胞,多数非离子型有机物的输送方式为被动吸收,其主要输入动力来自植物蒸腾作用。植物体内污染物与植物吸收分配的关系主要受辛醇-水分配系数( $K_{ow}$ )影响,分配过程中植物酶促反应将有机物“亲水基化”并逐步代谢<sup>[22]</sup>。代谢机制与植物和污染物类型有关,一般低环、短链化合物更容易被植物代谢。也有研究发现,某些特定植物能够代谢多环、难降解污染物,如黑麦草(*Lolium perenne* L.)、南瓜(*Semen cucurbitae*)等可降解多溴联苯醚(bolybrominated diphenyl ethers, PBDEs)<sup>[23]</sup>。

在生物联合修复中,植物为微生物和动物提供生长环境,如输送氧气或调节适宜pH等;植物根系还可为动物、微生物提供营养,根系分泌物和腐殖质都可以是动物、微生物的食物来源。

### 1.3 动物修复机制

土壤动物移动及繁殖能力较强,可以对一定空间内的污染土壤进行长效修复。常见修复动物以无脊椎动物居多,如线虫(*Caenorhabditis elegans*)、蚯蚓(*Pheretima lumbricus*)等。蚯蚓因对土壤改善和污染修复效果显著,是目前土壤动物修复的研究热点<sup>[24]</sup>。蚯蚓修复土壤过程一般通过掘穴摄食和体表接触两

个途径进行。在掘穴摄食过程中利用肠道中嗦囊及砂囊将吞食的土壤污染物和食物粉碎混合,并在体内消化吸收,同时排出的蚯蚓粪中富含氮、磷元素,可以优化土壤碳、氮、磷结构<sup>[25]</sup>,进而优化土壤中的微生物群落结构。蚯蚓的活动区域形成了“蚓触圈”(drilosphere)，“蚓触圈”内微生物和植物的营养摄取由于蚯蚓作用均会得到强化。除此之外,蚯蚓表皮还可以吸收土壤污染物并在其体内富集,富集效果与污染物的种类有关。研究发现,蚯蚓对土壤中Cu具有较好的富集能力<sup>[26]</sup>,但却无法富集Hg<sup>[27]</sup>。此外,利用蚯蚓修复原油污染土壤效果显著,即使在较高总石油烃浓度(30 000 mg/kg)下,其对中短链石油烃( $<C_{21}$ )也可实现快速富集<sup>[28]</sup>。蚯蚓用于修复农药污染土壤(如阿特拉津、五氯苯酚等)时,其修复的核心机制是调节土壤pH和消耗腐殖质,以此改善土壤酶活<sup>[29]</sup>。在富集过程中,当污染物浓度超过蚯蚓富集能力上限时,蚯蚓会借助自身抗逆机制抑制其积累,已有研究确定了蚯蚓体内MTs转录激活机制,从机理上证明了在污染暴露下蚯蚓的抗逆行为<sup>[30]</sup>。对蚯蚓在粪肥有机质土壤中富集镉、铬能力的研究发现,土壤有机质含量增加反而会降低蚯蚓对重金属的富集效果<sup>[31]</sup>,这需要在土壤修复时重点关注。

土壤动物本身也具备对有机物的代谢能力,但因土壤动物代谢作用有限而常被忽略。例如,蚯蚓可代谢磷酸三丁酯,其代谢方式包括以氧化、脱卤为主的I相代谢和以谷胱甘肽、巯基结合为主的II相代谢过程<sup>[32]</sup>。

此外,经蚯蚓消化后产生的蚯蚓粪具有较好的透气性和持水/排水效果<sup>[33]</sup>,可提高污染物/营养物的水溶性<sup>[34]</sup>,更易被植物吸收利用。

## 2 生物联合修复研究

土壤生物联合修复需要在发挥单一生物修复优势的同时,增强其他修复物种的耐受性及生长能力,达到提升总体修复效果的目的。生物联合修复机制见图1。

### 2.1 微生物-植物联合修复

微生物-植物联合修复广泛存在于土壤环境中,是生物联合修复的重点研究方向。植物根际效应使根际微生物数量远大于根际之外<sup>[35]</sup>,从而构建起污染物与根系间的微生物“过渡层”。此类微生物被称为根际菌(rhizobacteria),根际菌可与植物产生菌根(真菌)或根瘤(细菌)等共生关系。这类通过改善土壤环境、诱导植物生长或削弱植物所受胁迫等促进植物生长的微生物称为根际促生菌(plant growth promoting rhizobacteria, PGPR)。

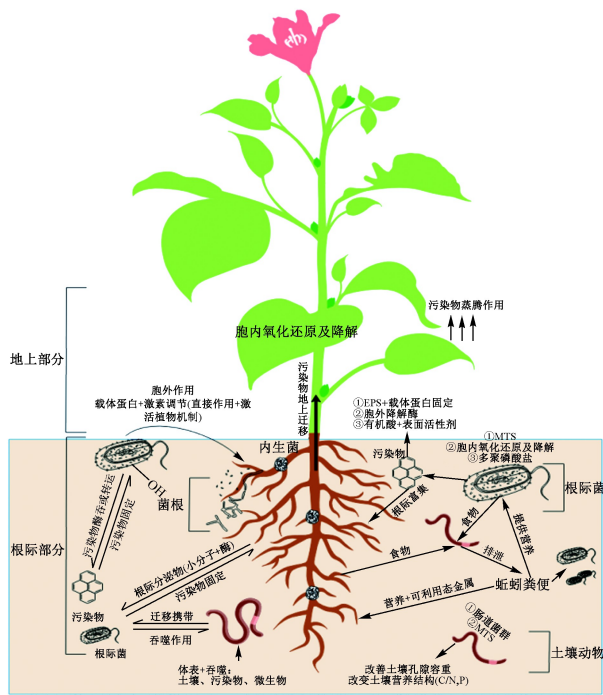


图1 生物联合修复机制

Fig.1 Combined bioremediation mechanisms

微生物-植物联合修复机制主要分为两类: ①“功能菌-植物”机制, 是将具有特定修复功能的微生物与植物联用, 植物在此过程中提供适宜微生物生长的环境条件, 强化微生物对污染物的去除能力. 虽存在植物与微生物的共生关系, 但修复主体为微生物, 植物仅作为辅助修复生物. ②“菌-植物共生”机制, 强调植物与微生物在污染胁迫下共生以强化植物对污染物的富集作用, 一般在根际附近形成紧密的种间互作关系, 其胞外修复机制为植物富集污染物提供条件, 植物在微生物的保护下可减轻污染胁迫, 提升长势或污染物去除效果. 该机制常见于重金属污染土壤修复体系.

在“功能菌-植物”土壤修复机制中, 植物在调节根际理化环境的同时, 会通过通气组织为根际菌输送氧气和光合作用产物<sup>[36]</sup>. 植物根际能够对污染物起到固定作用, 碳氢化合物 (HCs) 的降解主要通过植物根际附着的功能微生物完成. 这一体系的修复效率与细菌在植物根际的代谢活性密切相关<sup>[37]</sup>. 例如, 香根草 (*Vetiveria zizanioides* L.) 与多种原油降解菌联合修复石油污染土壤时, 原油降解效率主要与功能菌有关, 但同时需要选择耐受性高的植物以确保微生物的生存条件<sup>[38]</sup>. 黑麦草可以提升 PAHs 土著降解菌对蒽、菲的去除效果<sup>[39]</sup>, 且黑麦草相比大豆 (*Glycine max* L.) 具有更强的环境适应性, 更有利于改变菌群结构, 提

高污染物降解效果<sup>[40]</sup>. 微生物植物联合修复研究侧重于利用植物的辅助功能来提高微生物污染降解能力.

“菌-植物共生”的土壤修复机制相对复杂, 它主要强调植物的修复能力. PGPR 能够帮助植物生长、抗逆、富集. 微生物可提升污染物的可利用性, 如根际菌可释放螯合剂、氢氧化铁络合物及富里酸等对金属进行固定或吸收, 并减少其在植物中的转移, 降低环境中重金属的浓度和胁迫作用<sup>[41]</sup>. 特定的植物-微生物关系会促进植物对污染物的利用能力, 如葡萄糖醋杆菌 (*Gluconacetobacter diazotrophicus*) 分泌葡萄糖酸可增加土壤中  $ZnO$  和  $ZnCO_3$  的溶解度<sup>[42]</sup>. 铜绿假单胞杆菌分泌鼠李糖脂可作为表面活性剂, 增强土壤中铜离子的可利用性以达到去除效果<sup>[43]</sup>. 此外, 微生物强化植物修复的另一作用机制为激素调节, 已知绝大多数 PGPR 都可单独产生吲哚乙酸 (IAA)<sup>[44]</sup>, IAA 可直接刺激植物根茎叶的发育, 少数微生物可以产生细胞分裂素以及 ACC 脱氨酶调节植物乙烯含量, 从而提升植物抗逆能力. 除分泌激素供植物利用外, 根际菌还可刺激植物自身激素分泌水平, 如芽孢杆菌 (*Bacillus* sp.) 作为根际菌时, 可促使甘蓝幼苗分泌水杨酸和 IAA, 促进其自身生长<sup>[45]</sup>; 同时, 根际菌还可改变植物抗氧化体系. 研究表明, 在重金属胁迫下, 根际菌可使植物体内抗过氧自由基酶基因表达上调, 以及过氧化氢酶 (catalase, CAT) 和过氧化物酶 (peroxidase, POD) 含量增加<sup>[46]</sup>.

在实际研究过程中植物-微生物联合修复应根据污染物类别来确定修复主体及机制. “功能菌-植物”修复需保证微生物最大化地发挥修复作用, 并利用植物辅助构建根际功能区, 有利于优势功能降解菌的生长. “植物-菌共生”修复需在保证植物生长的前提下发挥微生物作用, 更适合于修复能够依靠植物代谢、富集、蒸腾作用去除的污染物. 微生物在高污染土壤中通常比植物的适应性更强, 植物根际为微生物提供生存环境和物质基础, 二者共同发挥修复作用.

## 2.2 植物-动物联合修复

植物-动物联合修复最早应用于农学领域, 无脊椎动物在土壤和营养结构改善方面都具有积极作用. 相比植物与微生物联合修复, 植物-动物联合修复没有过于复杂的修复机制, 多因各自活动区域重合而互相产生影响. 以蚯蚓为代表的土壤动物与植物联合修复研究分为“蚓体-植物”和“蚓粪-植物”两个方向.

“蚓体-植物”研究以蚯蚓生理活动改善土壤并为植物提供养分为原理. 随着蚯蚓掘穴、进食消化等

过程的进行,植物根际范围土壤会被优化<sup>[47]</sup>。蚯蚓掘穴后出现的孔道可以提升土壤孔隙度并改变土壤容重,为植物根系的水气交换提供有利条件<sup>[24]</sup>。蚯蚓生理活动还可加快土壤养分周转,并补充植物生长过程中缺乏的氮磷元素。其中,蚯蚓进食过程中可利用土壤中碳元素进行自身代谢,并使土壤 C/N 逐渐降低,蚯蚓粪和残体分解可以为植物生长提供氨态氮<sup>[48]</sup>。蚯蚓肠道可将土壤中的有机磷转化为易被植物吸收的速效磷<sup>[49]</sup>。这些作用可明显增强植物长势和污染去除效果,如蚯蚓可增加铜胁迫下黑麦草的地上生物量<sup>[50]</sup>;赤子爱胜蚓 (*Eisenia foetida*) 提升了过氧化氢酶的活性,强化了凤仙花和紫茉莉对石油烃的降解<sup>[51]</sup>。

“蚓粪-植物”联合修复过程中,蚯蚓粪因具有均质多孔、通气性好、产量与表面积大等优势,可供植物较多的可溶性盐和腐殖质,以改善原有土壤营养结构和污染物的可利用性。蚯蚓无法富集的污染物将通过蚯蚓粪便排出体外。如利用蚯蚓粪与印度芥菜联合修复 Zn、Pb 污染土壤,可以提高芥菜生物量,并增加重金属的转运能力<sup>[52]</sup>。

植物根际菌、根际有机碎屑等可为蚯蚓提供食物来源,有植物环境下蚯蚓的体长及生长效率均会得到提升<sup>[51]</sup>。植物根际对蚯蚓、线虫等土壤动物释放不同的气味信号,动物依靠信号甄别植物根际的可食用性<sup>[53]</sup>。蚯蚓等腐食动物倾向于食用落败叶片和根茎,不会破坏植物根系。

### 2.3 微生物-动物联合修复

微生物与动物联合修复机制可按照动物搬运摄食和消化排泄两阶段进行分类研究。

在搬运摄食阶段,土壤动物会通过运动和摄取食物来改善微生物群落结构以提升降解效果。蚯蚓体表可以携带大量细菌,从而使移动能力差的微生物扩展了生存空间,并沿着蚯蚓移动轨迹进行传播。有研究提出,利用蚯蚓构建土壤菌群的网状结构,并可以同时增强微生物与植物的联合修复过程<sup>[54]</sup>。蚯蚓更倾向于摄食真菌,同时也以细菌、放线菌、藻类等为食<sup>[48]</sup>。所有被摄食的微生物都会通过动物肠道经历“筛选”过程,其中优势菌种在营养丰富的蚯蚓肠道内富集,并聚集在蚯蚓粪便中返回土壤,完成间接“搬运”过程,该过程中土壤微生物的群落结构发生了改变。经蚯蚓作用过的异丙甲草胺污染土壤中其残留量明显降低,土壤脲酶、脱氢酶、转化酶和过氧化氢酶活性显著提升,土壤因污染改变的微生物种群结构得到恢复,进一步强化了优势菌种的生存能力和污染降解能力<sup>[55]</sup>。

在消化排泄阶段,土壤动物的消化过程会为微生物提供可利用性高的营养物质,蚯蚓肠道内主要元素碳、氮、磷、硫分别为土壤环境中的 2~5 倍。经过摄食但未能通过肠道的微生物,一部分会被蚯蚓消化成为其能量来源,另一部分会成为蚯蚓肠道缺氧环境内的定殖细菌,参与蚯蚓的消化作用,从而形成寄生关系。蚯蚓肠道内的菌群种类主要取决于肠道内的氧气含量和养分<sup>[34]</sup>,通过对比肠道环境、蚯蚓粪便及土壤环境中的微生物种群发现,蚯蚓肠道内具有更加丰富的缺氧菌群<sup>[56]</sup>,肠道内微生物同样具有去除污染物的功能。阿特拉津 (atrazine) 污染土壤中蚯蚓可以促进放线菌生长,且其肠道内菌群可直接降解阿特拉津<sup>[57]</sup>。蚯蚓肠道细菌对重金属也有较强的富集能力和污染抗性,能够转化利用溶解态磷酸盐与金属离子络合产生沉淀<sup>[58]</sup>。在铜、锌污染胁迫下的蚯蚓肠道内菌群与绿豆植株进行共培养,发现肠道菌群除具有减轻胁迫和增溶磷酸盐的特性外,还可以分泌促植物生长因子<sup>[59]</sup>。蚯蚓粪便中的微生物相比于肠道富集微生物的活性更强,能够分泌更多包括小分子氨基酸、维生素以及植物激素等在内的活性物质,这些物质有利于微生物和植物生长,进而提高修复效果<sup>[54]</sup>。

### 2.4 生物联合修复效果对比

影响生物联合修复效果的因素十分复杂。笔者分析了可精确量化土壤修复效果的修复物种、耐受浓度和修复时间等试验数据,并对数据单位进行了归一化处理,生物联合修复常见重金属(生物转化)和有机物污染(生物去除)土壤方面的主要研究成果总结见表 1、2。

由表 1 可见,近年来针对重金属污染联合修复的研究以植物和微生物联合修复为主,对已有研究的重金属转化效果进行整理可知,生物联合修复针对 Pb、Cd 的研究较多,Cu、Zn 相对于 Pb、Cd 而言更难被生物转化。景天、黑麦草、碱蓬、印度芥菜等植物用于联合修复效果较好。根瘤菌属和芽孢杆菌属在多种重金属污染土壤修复中应用广泛。根据“菌-植物共生”修复机制,以上菌属可有效提升植物对重金属土壤修复作用。相比于植物-动物联合修复,植物-微生物联合修复效果更好,Cu 污染土壤在微生物-植物-动物联合修复下效果最好,说明构建三者联合修复体系有利于修复效果的进一步提升。

由表 2 可见,生物联合修复有机物污染土壤以植物-微生物联合修复为主。有机物的降解更多地符合“功能菌-植物”修复机制,微生物是发挥修复功能的主体,其中芽孢杆菌和假单胞菌是最常见的功能

表 1 重金属污染物生物联合修复成效汇总

Table 1 The effectiveness by combined biological remediation of heavy metal

修复种类	物种名称	污染物	耐受浓度/ (mg/kg)	转化率/%	试验时间/d	联合修复机制
微生物-动物	蚯蚓+巨大芽孢杆菌 <sup>[60]</sup>	Cd	2.5	30	35	—
	籽粒苋+蚯蚓 <sup>[61]</sup>	Pb	439.1	18	60	动物强化植物耐受、富集能力
	籽粒苋+蚯蚓 <sup>[61]</sup>	Cd	0.64	26.50	60	动物强化植物耐受、富集能力
	菜豆+蚯蚓 <sup>[62]</sup>	Se	4	55	111	动物促进植物对Se的转运和积累
	碱蓬+铜绿假单胞菌和蜡样芽孢杆菌 <sup>[63]</sup>	Cd	10	56.01	60	微生物提升植物耐受性
	东南景天+鞘氨醇杆菌 <sup>[64]</sup>	Cd	0.3	58	210	微生物促进植物生长、积累
植物-动物	水蜈蚣+芽孢杆菌(复合) <sup>[65]</sup>	Cr	100	80.00	42	微生物提升植物积累
	黑麦草+根瘤菌属 <sup>[66]</sup>	Cu	2 499	30.50	120	微生物强化植物生长, 提升抗逆
	油菜+根瘤菌属 <sup>[66]</sup>	Cu	2 499	34.39	120	微生物提升抗逆
	碱蓬+铜绿假单胞菌和蜡样芽孢杆菌 <sup>[63]</sup>	Ni	100	58.60	60	—
	龙葵+环状毛霉菌 <sup>[67]</sup>	Pb	20	58.60	60	微生物减轻植物胁迫
	凤尾蕨+沙雷氏菌属 <sup>[68]</sup>	Pb	200	81.50	60	微生物提升植物可利用性
	苜蓿+节杆菌属 <sup>[69]</sup>	V	250	19.90	70	细菌提升V可利用性
植物-微生物-动物	狼尾草+克雷伯氏菌+蚯蚓 <sup>[70]</sup>	Pb	150	42	60	微生物强化植物与蚯蚓耐受, 并增强Pb积累
	孔雀草+副冠球囊霉+蚯蚓 <sup>[71]</sup>	Cu	877	49.48	56	微生物提升植物积累和抗逆, 动物提升菌类范围和多样性

表 2 有机污染物生物联合修复成果汇总

Table 2 The effectiveness by combined biological remediation of organic pollutant

修复种类	物种名称	污染物	耐受浓度	去除率/%	试验时间/d	联合修复机制
微生物-动物	恶臭假单胞菌+食细菌线虫 <sup>[72]</sup>	菲	50	97.10	14	—
	蚯蚓+芽孢杆菌 <sup>[73]</sup>	TPH	170	74.70	35	微生物活性增强
	黑麦草+蚯蚓 <sup>[74]</sup>	蒽	88.7	57.83	14	蚯蚓强化植物根际吸收, 对蒽去除
	小麦+蚯蚓 <sup>[75]</sup>	PFOS	0.07	82.50	30	蚯蚓强化根际植物吸收
	黑麦草+寡养单胞菌属 <sup>[76]</sup>	DDE	1.3	48	210	强化微生物降解
	东南景天+鞘氨醇杆菌 <sup>[64]</sup>	DDT	0.35	68.00	210	植物促进微生物降解
	黑麦草+寡养单胞菌属 <sup>[76]</sup>	DDT	2.3	72	210	强化微生物降解
植物-动物	紫花苜蓿+芽孢杆菌 <sup>[77]</sup>	PAHs	8.42	26	60	根系分泌物促进微生物活性
	豇豆+不动杆菌/变形菌 <sup>[78]</sup>	PAHs	150	68	35	微生物提升植物耐受性, 提升植物固氮能力
	紫花苜蓿/玉米+土著AM菌 <sup>[63]</sup>	PCBs	565.34	84.00	90	—
	碱蓬+复合菌剂 <sup>[79]</sup>	TPH	50	47.30	60	植物分泌物提升微生物活性
	碱蓬+铜绿假单胞菌和蜡样芽孢杆菌 <sup>[63]</sup>	TPH	2 000	65.88	60	—
	冰草+不动杆菌/假单胞/无色杆菌/诺氏 <sup>[80]</sup>	TPH	50	88.54	63	植物提升微生物酶活, 提升降解效果

续表 2

修复种类	物种名称	污染物	耐受浓度	去除率/%	试验时间/d	联合修复机制
植物-动物	蒿柳+乳白蛋巢菌 <sup>[81]</sup>	苯并芘	2	62.40	60	植物提升微生物丰度, 微生物提供营养
	芦苇+假单胞菌属 <sup>[82]</sup>	苯并芘	100	69.30	42	植物分泌促进微生物活性
	玉米幼苗+假单胞菌 <sup>[83]</sup>	苯酚	150	77.00	5	植物分泌促进细菌活性
	从毛单胞菌属+白三叶草 <sup>[84]</sup>	二噁英	1 000	87.00	84	微生物促进植物生长, 提高污染去除
	蒿柳+乳白蛋巢菌 <sup>[81]</sup>	菲	4	65.50	60	植物提升微生物丰度, 微生物提供营养
	金鱼藻+类芽孢杆菌 <sup>[85]</sup>	刚果红	100	94.70	15	—
	蒿柳+乳白蛋巢菌 <sup>[81]</sup>	芘	4	47.50	60	植物提升微生物丰度, 微生物提供营养
	水蜈蚣+芽孢杆菌(复合) <sup>[65]</sup>	芘	100	63.60	42	—
植物-微生物-动物	玉米-蚯蚓-糖菌霉属 <sup>[86]</sup>	土霉素	100	72.18	60	动物促进微生物生长, 动物和微生物可促进植物营养循环
	黑麦草+丛枝菌根真菌+蚯蚓 <sup>[74]</sup>	PCBs	0.475	79.50	120	动物提升植物产量和积累, 微生物与动物提升植物去除量
	高羊茅+丛枝菌根真菌+蚯蚓 <sup>[87]</sup>	PAHs	620	93.40	120	植物提升微生物抗性和密度, 动物、微生物提高植物产量和污染积累

菌. 对比不同修复方法对 PAHs 的修复效果可以发现, 微生物-植物-动物联合体系的修复效果最好, 表明构建三者联合的修复体系有利于提升有机污染物的去除效果.

### 3 结论与展望

a) 单一生物修复与生物联合修复具有不同的修复机制, 后者为污染物的去除和转化提供了更多途径. 其中植物富集作用是修复重金属污染土壤的主要途径, 同时植物作为修复系统的“骨架”, 通过光合作用不断为微生物和动物提供能量. 在联合修复作用中, 如何降低污染胁迫并提高植物长势是重金属污染修复过程中发挥植物功能的关键. 微生物借助自身有机物降解能力, 在联合修复有机污染土壤中发挥主要“承担者”的作用, 需要筛选关键功能微生物并为其提供丰富的营养物质和良好的生长环境, 实现有机污染物的高效降解. 土壤动物作为系统环境中的“搬运者”和“调节者”, 通过不断调节土壤环境中的元素组成, 为植物和微生物营造适宜生长的环境条件.

b) 影响生物联合修复的主要因素是植物和微生物类型, 今后应针对具有特定污染物降解转化能力的植物和微生物进行筛选和评价, 丰富可高效修复土壤重金属和有机物污染的生物资源. 此外, 微生物-植物-动物联合修复潜力巨大, 但相关修复机制仍不明确, 今后应从污染物在生物与环境中的迁移转化规律出发, 进一步探究三者对不同污染物转化或去除的协同作用机理, 同时更应关注重金属-有机物复合污染的

修复过程, 为复杂污染土壤生物联合修复关键技术开发奠定基础.

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] 骆永明, 滕应. 中国土壤污染与修复科技研究进展和展望[J]. 土壤学报, 2020, 57(5): 1137-1142.  
LUO Y M, TENG Y. Research progresses and prospects on soil pollution and remediation in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(5): 1137-1142.
- [ 2 ] MORE T T, YADAV J S S, YAN S, et al. Extracellular polymeric substances of bacteria and their potential environmental applications[J]. Journal of Environmental Management, 2014, 144: 1-25.
- [ 3 ] RAJKUMAR M, AE N, FREITAS H. Endophytic bacteria and their potential to enhance heavy metal phytoextraction[J]. Chemosphere, 2009, 77(2): 153-160.
- [ 4 ] 陈亚刚, 陈雪梅, 张玉刚, 等. 微生物抗重金属的生理机制[J]. 生物技术通报, 2009(10): 60-65.  
CHEN Y G, CHEN X M, ZHANG Y G, et al. The physiological mechanism of microbial heavy metals tolerance[J]. Biotechnology Bulletin, 2009(10): 60-65.
- [ 5 ] LI M, CHENG X H, GUO H X. Heavy metal removal by biomineralization of urease producing bacteria isolated from soil[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013, 76: 81-85.
- [ 6 ] NANDA M, KUMAR V, SHARMA D K. Multimetal tolerance mechanisms in bacteria: the resistance strategies acquired by bacteria that can be exploited to 'clean-up' heavy metal contaminants from water[J]. Aquatic Toxicology, 2019, 212: 1-10.

- [ 7 ] 陈小攀, 冯秀娟. 微生物对重金属元素作用机理综述[J]. 有色金属科学与工程, 2012, 3(3): 56-59.  
CHEN X P, FENG X J. Review on mechanism of microbiological effects on heavy metals[J]. *Nonferrous Metals Science and Engineering*, 2012, 3(3): 56-59.
- [ 8 ] 吴蔓莉, 李可欣, 侯爽爽, 等. 贫养分低有机质黄绵土中石油烃的生物去除特性及菌群结构变化[J]. 环境科学研究, 2021, 34(8): 1961-1970.  
WU M L, LI K X, HOU S S, et al. Petroleum hydrocarbon degradation characteristics and microbial community shift by bioremediation in oligotrophic and low organic matter soil[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, 34(8): 1961-1970.
- [ 9 ] BIDJA-ABENA M T, LI T T, SHAH M N, et al. Biodegradation of total petroleum hydrocarbons (TPH) in highly contaminated soils by natural attenuation and bioaugmentation[J]. *Chemosphere*, 2019, 234: 864-874.
- [ 10 ] KOPYTKO M. Comparative study of biodegradation of aged organochlorine pesticides in soil through native bacteria[J]. *New Biotechnology*, 2016, 33: S141.
- [ 11 ] 曾军, 吴宇澄, 林先贵. 多环芳烃污染土壤微生物修复研究进展[J]. 微生物学报, 2020, 60(12): 2804-2815.  
ZENG J, WU C W, LIN X G. Advances in microbial remediation of soils polluted by polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2020, 60(12): 2804-2815.
- [ 12 ] 熊士昌, 尹华, 何宝燕, 等. 白腐菌对十溴联苯醚的酶促降解研究[J]. 环境化学, 2012, 31(5): 615-619.  
XIONG S C, YIN H, HE B Y, et al. Biodegradation of BDE-209 by enzyme obtained from *Phanerochaete chrysosporium*[J]. *Environmental Chemistry*, 2012, 31(5): 615-619.
- [ 13 ] SHABBIR M, SINGH M, MAITI S, et al. Removal enactment of organo-phosphorous pesticide using bacteria isolated from domestic sewage[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 263: 280-288.
- [ 14 ] ZHANG H Y, YUAN X Z, XIONG T, et al. Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: influence factors, mechanisms and evaluation methods[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 398: 125657.
- [ 15 ] 谢景千, 雷梅, 陈同斌, 等. 蜈蚣草对污染土壤中As、Pb、Zn、Cu的原位去除效果[J]. 环境科学学报, 2010, 30(1): 165-171.  
XIE J Q, LEI M, CHEN T B, et al. Phytoremediation of soil co-contaminated with arsenic, lead, zinc and copper using *Pteris vittata* L.: a field study[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(1): 165-171.
- [ 16 ] 邢艳帅, 乔冬梅, 朱桂芬, 等. 土壤重金属污染及植物修复技术研究进展[J]. 中国农学通报, 2014, 30(17): 208-214.  
XING Y S, QIAO D M, ZHU G F, et al. Research progress of heavy pollution in soil and phytoremediation technology[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2014, 30(17): 208-214.
- [ 17 ] 綦远才, 周翠, 何欣芮, 等. 两种外源有机酸对土壤Cd形态及秋华柳Cd积累的影响[J]. 环境科学研究, 2021, 34(9): 2220-2227.  
QI Y C, ZHOU C, HE X R, et al. Effects of exogenous organic acids on Cd forms in soil and Cd accumulation in *Salix variegata* franch[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, 34(9): 2220-2227.
- [ 18 ] 苗欣宇, 周启星. 污染土壤植物修复效率影响因素研究进展[J]. 生态学杂志, 2015, 34(3): 870-877.  
MIAO X Y, ZHOU Q X. Some research progresses in influencing factors for the efficiency of contaminated soil phytoremediation[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(3): 870-877.
- [ 19 ] 常学秀, 施晓东, 王焕校. 利用生物固定土壤重金属的机理及在农产品安全中的应用[J]. 生态学杂志, 2003, 22(5): 88-93.  
CHANG X X, SHI X D, WANG H X. Mechanism of heavy metal bio-stabilization in the soil and its application to agricultural product security[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2003, 22(5): 88-93.
- [ 20 ] SCHÜCK M, GREGER M. Plant traits related to the heavy metal removal capacities of wetland plants[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2020, 22(4): 427-435.
- [ 21 ] LIU H W, WANG H Y, MA Y B, et al. Role of transpiration and metabolism in translocation and accumulation of cadmium in tobacco plants (*Nicotiana tabacum* L.)[J]. *Chemosphere*, 2016, 144: 1960-1965.
- [ 22 ] 林庆祺, 蔡信德, 王诗忠, 等. 植物吸收、迁移和代谢有机污染物的机理及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(4): 661-667.  
LIN Q Q, CAI X D, WANG S Z, et al. Uptake, translocation and metabolism of organic pollutants by plants: mechanisms and affecting factors[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(4): 661-667.
- [ 23 ] HUANG H L, ZHANG S Z, CHRISTIE P, et al. Behavior of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in the soil-plant system: uptake, translocation, and metabolism in plants and dissipation in soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(2): 663-667.
- [ 24 ] BLOUIN M, HODSON M E, DELGADO E A, et al. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services[J]. *European Journal of Soil Science*, 2013, 64(2): 161-182.
- [ 25 ] CURRY J P, SCHMIDT O. The feeding ecology of earthworms: a review[J]. *Pedobiologia*, 2007, 50(6): 463-477.
- [ 26 ] ARNOLD R E, HODSON M E, LANGDON C J. A Cu tolerant population of the earthworm *Dendrodrilus rubidus* (Savigny, 1862) at Coniston Copper Mines, Cumbria, UK[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 152(3): 713-722.

- [27] 伏小勇, 秦赏, 杨柳, 等. 蚯蚓对土壤中重金属的富集作用研究[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(1): 78-83.  
FU X Y, QIN S, YANG L, et al. Effects of earthworm accumulation of heavy metals in soil matrix[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(1): 78-83.
- [28] MARTINKOSKY L, BARKLEY J, SABADELL G, et al. Earthworms (*Eisenia fetida*) demonstrate potential for use in soil bioremediation by increasing the degradation rates of heavy crude oil hydrocarbons[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 580: 734-743.
- [29] LIN Z, ZHEN Z, WU Z H, et al. The impact on the soil microbial community and enzyme activity of two earthworm species during the bioremediation of pentachlorophenol-contaminated soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 301: 35-45.
- [30] HÖCKNER M, DALLINGER R, STÜRZENBAUM S R. Metallothionein gene activation in the earthworm (*Lumbricus rubellus*) [J]. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 2015, 460(3): 537-542.
- [31] MOSTAFAII G R, ASEMAN E, ASGHARNIA H, et al. Efficiency of the earthworm *Eisenia fetida* under the effect of organic matter for bioremediation of soils contaminated with cadmium and chromium[J]. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 2016, 33(4): 827-834.
- [32] WANG L, HUANG X L, LASERNA A K C, et al. Metabolism of tri-n-butyl phosphate in earthworm *Perionyx excavatus* [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234: 389-395.
- [33] 徐艳, 邓富玲. 土壤动物在土壤污染修复中的应用[J]. *现代农业科技*, 2018(23): 192.  
XU Y, DENG F L. Application of fauna in remediation of soil pollution[J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, 2018(23): 192.
- [34] SUN M M, CHAO H Z, ZHENG X X, et al. Ecological role of earthworm intestinal bacteria in terrestrial environments: a review [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 740: 140008.
- [35] LU M, ZHANG Z Z, SUN S S, et al. The use of goosegrass (*Eleusine indica*) to remediate soil contaminated with petroleum [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2010, 209(1/2/3/4): 181-189.
- [36] 赵晨阳, 戴峰, 刘述颖, 等. 植物根际促生菌的研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2019, 47(16): 12-13.  
ZHAO C Y, DAI F, LIU S Y, et al. Research progress of plant growth-promoting rhizobacteria[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2019, 47(16): 12-13.
- [37] YOUSAF S, AFZAL M, REICHENAUER T G, et al. Hydrocarbon degradation, plant colonization and gene expression of alkane degradation genes by endophytic *Enterobacter ludwigii* strains[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10): 2675-2683.
- [38] KIAMARSI Z, KAFI M, SOLEIMANI M, et al. Conjunction of *Vetiveria zizanioides* L. and oil-degrading bacteria as a promising technique for remediation of crude oil-contaminated soils[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 253: 119719.
- [39] SUN T R, CANG L, WANG Q Y, et al. Roles of abiotic losses, microbes, plant roots, and root exudates on phytoremediation of PAHs in a barren soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 176(1/2/3): 919-925.
- [40] MIAO R H, GUO M X, ZHAO X Y, et al. Response of soil bacterial communities to polycyclic aromatic hydrocarbons during the *Phyto*-microbial remediation of a contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2020, 261: 127779.
- [41] BELOGOLOVA G, GORDEEVA O, SOKOLOVA M, et al. Transformation of lead compounds in the soil-plant system under the influence of *Bacillus* and *Azotobacter* rhizobacteria[J]. *Chemistry and Ecology*, 2020, 36(3): 220-235.
- [42] LUO J, CHENG H, REN J H, et al. Mechanistic insights from DGT and soil solution measurements on the uptake of Ni and Cd by radish[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(13): 7305-7313.
- [43] VENKATESH N M, VEDARAMAN N. Remediation of soil contaminated with copper using rhamnolipids produced from *Pseudomonas aeruginosa* MTCC 2297 using waste frying rice bran oil[J]. *Annals of Microbiology*, 2012, 62(1): 85-91.
- [44] HAYAT R, ALI S, AMARA U, et al. Soil beneficial bacteria and their role in plant growth promotion: a review[J]. *Annals of Microbiology*, 2010, 60(4): 579-598.
- [45] TURAN M, EKİNCİ M, YILDIRIM E, et al. Plant growth-promoting rhizobacteria improved growth, nutrient, and hormone content of cabbage (*Brassica oleracea*) seedlings[J]. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 2014, 38: 327-333.
- [46] JORQUERA M A, MARUYAMA F, OGRAM A V, et al. Rhizobacterial community structures associated with native plants grown in Chilean extreme environments[J]. *Microbial Ecology*, 2016, 72(3): 633-646.
- [47] 冯凤玲, 成杰民, 王德霞. 蚯蚓在植物修复重金属污染土壤中的应用前景[J]. *土壤通报*, 2006, 37(4): 809-814.  
FENG F L, CHENG J M, WANG D X. Potential application of earthworm for the phytoremediation of soils contaminated by heavy metals[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(4): 809-814.
- [48] DRAKE H L, HORN M A. As the worm turns: the earthworm gut as a transient habitat for soil microbial biomes[J]. *Annual Review of Microbiology*, 2007, 61(1): 169-189.
- [49] 徐轶群, 吴小飞, 许健, 等. 蚯蚓堆肥对城市生活污水氮、磷营养物质矿化的影响[J]. *家畜生态学报*, 2016, 37(4): 54-58.

- XU Y Q, WU X F, XU J, et al. Effects of vermicomposting on nitrogen and phosphorus mineralization in sewage sludge[J]. *Journal of Domestic Animal Ecology*, 2016, 37(4): 54-58.
- [ 50 ] 王丹丹, 李辉信, 胡锋, 等. 蚯蚓-秸秆及其交互作用对黑麦草修复Cu污染土壤的影响[J]. *生态学报*, 2007, 27(4): 1292-1299.
- WANG D D, LI H X, HU F, et al. Roles of earthworm-straw interactions on phytoremediation of Cu contaminated soil by ryegrass[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(4): 1292-1299.
- [ 51 ] 李彤, 李翔, 李绍康, 等. 蚯蚓对植物修复石油烃污染土壤的影响[J]. *环境科学研究*, 2019, 32(4): 671-676.
- LI T, LI X, LI S K, et al. Effect of earthworm on phytoremediation efficiency of different plants for petroleum pollution in soil[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(4): 671-676.
- [ 52 ] 徐坤, 刘雅心, 成杰民, 等. 蚯蚓对印度芥菜修复Zn、Pb污染土壤的影响[J]. *土壤通报*, 2019, 50(1): 203-210.
- XU K, LIU Y X, CHENG J M, et al. Effects of earthworms on the phytoremediation of Indian mustard for soil contaminated by Zn and Pb[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2019, 50(1): 203-210.
- [ 53 ] 陈智裕, 马静, 赖华燕, 等. 植物根系对根际微环境扰动机制研究进展[J]. *生态学杂志*, 2017, 36(2): 524-529.
- CHEN Z Y, MA J, LAI H Y, et al. Research advances in the mechanisms of plant root systems disturbance in rhizosphere micro-environment[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2017, 36(2): 524-529.
- [ 54 ] YANG P, van-ELSAS J D. Mechanisms and ecological implications of the movement of bacteria in soil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2018, 129: 112-120.
- [ 55 ] SUN Y, ZHAO L X, LI X J, et al. Response of soil bacterial and fungal community structure succession to earthworm addition for bioremediation of metolachlor[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 189: 109926.
- [ 56 ] WANG Y, HAN W, WANG X Y, et al. Speciation of heavy metals and bacteria in cow dung after vermicomposting by the earthworm, *Eisenia fetida*[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 245: 411-418.
- [ 57 ] LIN Z, ZHEN Z, REN L, et al. Effects of two ecological earthworm species on atrazine degradation performance and bacterial community structure in red soil[J]. *Chemosphere*, 2018, 196: 467-475.
- [ 58 ] TENG Z D, SHAO W, ZHANG K Y, et al. Characterization of phosphate solubilizing bacteria isolated from heavy metal contaminated soils and their potential for lead immobilization[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 231: 189-197.
- [ 59 ] BANERJEE A, BISWAS J K, PANT D, et al. Enteric bacteria from the earthworm (*Metaphire posthuma*) promote plant growth and remediate toxic trace elements[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 250: 109530.
- [ 60 ] XIAO R, LIU X Y, ALI A, et al. Bioremediation of Cd-spiked soil using earthworms (*Eisenia fetida*): enhancement with biochar and *Bacillus megatherium* application[J]. *Chemosphere*, 2021, 264: 128517.
- [ 61 ] WANG G, WANG L, MA F, et al. Integration of earthworms and arbuscular mycorrhizal fungi into phytoremediation of cadmium-contaminated soil by *Solanum nigrum* L. [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 389: 121873.
- [ 62 ] AZHAR-U-DDIN, HUANG J C, GAN X Y, et al. Interactive effects of earthworm *Eisenia fetida* and bean plant *Phaseolus vulgaris* L. on the fate of soil selenium[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260: 114048.
- [ 63 ] 姜宇. 耐铅微生物与景观植物协同修复铅污染土壤研究[D]. 合肥: 安徽建筑大学, 2019.
- [ 64 ] FANG H, ZHOU W, CAO Z Y, 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.
- [ 65 ] 王传花. 固定化菌群联合水蜈蚣修复砒-铬复合污染土壤实验研究[D]. 上海: 上海大学, 2016.
- [ 66 ] 陈宝楠. 佳乐麝香与镉复合污染土壤的植物-微生物联合修复研究[D]. 沈阳: 沈阳大学, 2016.
- [ 67 ] SUN L Q, CAO X F, LI M, et al. Enhanced bioremediation of lead-contaminated soil by *Solanum nigrum* L. with *Mucor circinelloides* [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(10): 9681-9689.
- [ 68 ] 陈生涛. *Rhizobium* sp. W33-植物联合修复铜污染土壤体系的构建及其机制研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2014.
- [ 69 ] GAN C D, CHEN T, YANG J Y. Remediation of vanadium contaminated soil by alfalfa (*Medicago sativa* L.) combined with vanadium-resistant bacterial strain[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2020, 20: 101090.
- [ 70 ] DAS A, OSBORNE J W. Enhanced lead uptake by an association of plant and earthworm bioaugmented with bacteria[J]. *Pedosphere*, 2018, 28(2): 311-322.
- [ 71 ] 傅雷. 孔雀草-蚯蚓-丛枝菌根真菌联合修复Cu污染土壤的研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2016.
- [ 72 ] 井永苹. 土壤动物(线虫、蚯蚓)对污染土壤多环芳烃去除的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2011.
- [ 73 ] ADEYI A O, NNEJI L M, ADEYI E O, et al. Combined use of earthworm (*Alma millsoni*) and bacterium (*Bacillus* sp.) improved the bioremediation of spent engine oil contaminated soil[J]. *Chemistry and Ecology*, 2018, 34(6): 532-547.
- [ 74 ] LU Y F, LU M, PENG F, et al. Remediation of polychlorinated biphenyl-contaminated soil by using a combination of ryegrass, arbuscular mycorrhizal fungi and earthworms[J].

- Chemosphere*, 2014, 106: 44-50.
- [ 75 ] ZHAO S Y, ZHOU T, WANG B H, et al. Different biotransformation behaviors of perfluorooctane sulfonamide in wheat (*Triticum aestivum* L.) from earthworms (*Eisenia fetida*) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 346: 191-198.
- [ 76 ] XIE H, ZHU L S, WANG J. Combined treatment of contaminated soil with a bacterial *Stenotrophomonas* strain DXZ9 and ryegrass (*Lolium perenne*) enhances DDT and DDE remediation [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(32): 31895-31905.
- [ 77 ] ZHANG J, LIN X G, LIU W W, et al. Effect of organic wastes on the plant-microbe remediation for removal of aged PAHs in soils [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(8): 1476-1482.
- [ 78 ] 孙然. 豇豆与根瘤菌共生体系生物修复多环芳烃污染土壤的机理研究 [D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2015.
- [ 79 ] 张丽, 王毅霖, 周平, 等. 石油烃降解菌-盐生植物联合修复石油污染盐碱土壤研究 [J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2018, 48(增刊1): 57-63.
- ZHANG L, WANG Y L, ZHOU P, et al. Co-bioremediation of petroleum-contaminated salt marsh by addition of petroleum-degrading bacteria and halophytes agent [J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2018, 48(Suppl1): 57-63.
- [ 80 ] 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.
- [ 81 ] MA X D, LI X, LIU J X, 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*, 2021, 752: 142224.
- [ 82 ] 金鑫, 田伟君, 乔凯丽, 等. 芦苇-固定化微生物联合修复胶州湾湿地土壤中苯并[a]芘的研究 [J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2018, 48(12): 56-61.
- JIN X, TIAN W J, QIAO K L, et al. Remediation of benzo[a] Pyrene in Jiaozhou bay wetland soil by using reed-immobilized microorganism technology [J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2018, 48(12): 56-61.
- [ 83 ] JIN J R, WANG M, LU W W, et al. Effect of plants and their root exudate on bacterial activities during rhizobacterium-plant remediation of phenol from water [J]. *Environment International*, 2019, 127: 114-124.
- [ 84 ] WANG Y X, OYAIZU H. Enhanced remediation of dioxins-spiked soil by a plant-microbe system using a dibenzofuran-degrading *Comamonas* sp. and *Trifolium repens* L. [J]. *Chemosphere*, 2011, 85(7): 1109-1114.
- [ 85 ] 景涛. 微生物与植物联合修复偶氮染料废水效果的研究 [D]. 泰安: 山东农业大学, 2018.
- [ 86 ] 王艳杰. 生物炭固定化微生物与植物联合修复石油烃污染土壤的机理及效应研究 [D]. 长沙: 湖南农业大学, 2017.
- [ 87 ] LU Y F, LU M. Remediation of PAH-contaminated soil by the combination of tall fescue, arbuscular mycorrhizal fungus and epigeic earthworms [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 285: 535-541.

(责任编辑: 周巧富)