

植物—微生物联合修复化学退化土壤研究进展

向春雨^{1,3}, 罗栋源^{1,2*}, 郭莉^{1,3}, 杜军艳², 刘世宾^{1,3}, 蒲生彦^{1,3}

(1. 成都理工大学生态环境学院, 四川成都 610059; 2. 广西壮族自治区环境保护科学研究院土壤环境研究中心, 广西南宁 530022;
3. 地质灾害防治与地质环境保护国家重点实验室, 四川成都 610059)

摘要: 土壤化学退化问题严重威胁了人类生存的基础环境, 已成为当前面临的严重的全球性问题之一。为增加粮食产量、减缓生物多样性下降速度以及遏制气候变化, 逆转全球土壤化学退化趋势势在必行。生物修复是一种环境友好且经济有效的修复策略, 逐渐成为改良与修复化学退化土壤的重要方法。特别是植物-微生物联合修复能够弥补单一修复方法的不足, 显著提高化学退化土壤的修复效率, 具有广阔的应用前景。但该联合修复技术针对不同化学退化类型土壤的治理效果、机理及影响因素等各有侧重。本文回顾了土壤营养元素亏缺、盐渍化、污染三种主要化学退化类型的成因、分布和危害, 论述了植物-微生物联合修复在这三种化学退化类型治理方面的效果、内在机理和影响因素。针对土壤营养元素亏缺, 微生物通过释放分泌物刺激植物根系等方式与植物有机结合, 增强固氮、解磷等作用, 提高对土壤养分的高效利用, 并增加土壤肥力; 而盐渍化土壤中添加能够适应极端环境的耐盐碱微生物可通过改善土壤结构、提高营养元素可利用度等, 促进植物生长、改良盐渍化土壤; 向污染土壤中接种微生物后通过优化植物根际环境、减少有毒污染物对植物的侵害, 形成互利共生关系, 加强对污染物的降解。综上所述, 植物-微生物联合修复技术在化学退化土壤修复方面已取得了大量研究成果, 为实现退化土壤的绿色、高效、可持续修复提供了重要理论参考。

关键词: 土壤化学退化; 植物-微生物联合修复; 修复机理

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 0564-3945(2024)01-0288-13

DOI: [10.19336/j.cnki.trtb.2022092702](https://doi.org/10.19336/j.cnki.trtb.2022092702)

向春雨, 罗栋源, 郭莉, 杜军艳, 刘世宾, 蒲生彦. 植物—微生物联合修复化学退化土壤研究进展 [J]. 土壤通报, 2024, 55(1): 288-300

XIANG Chun-yu, LUO Dong-yuan, GUO Li, DU Jun-yan, LIU Shi-bin, PU Sheng-yan. Advances in Plant-microbial Combined Remediation of Chemically-degraded Soils[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2024, 55(1): 288-300

土壤作为重要的自然资源, 是国民经济发展的基础, 是人类社会物质生产活动中不可缺少的生产资料。根据联合国粮农组织 (FAO) 发布的报告显示, 全球已有超过 30% 的土地正在或者已经发生退化^[1]。土壤化学退化不仅严重威胁粮食生产、降低农业收入、减缓经济发展, 而且还会导致其他方面的问题, 如水体淤积、地球碳储量变化、小流域功能减弱、特殊生境的消失、带来生物多样性的降低以及整个陆地生态系统的结构与功能紊乱等^[2]。土壤化学退化的表现形式多种多样, 且常为多种形式共存, 综合表现为营养元素亏缺、盐渍化和污染等^[3]。对土壤退化进行修复, 已成为 21 世纪环境土壤学关注的重点和难点问题之一。

化学退化土壤的修复方式众多, 主要分为物理修复、化学修复和生物修复三种类型。但这些方法

存在多种限制因素, 影响了其在土壤修复方面的推广和应用。例如, 重金属污染土壤的常用修复方法有热处理和化学浸出等, 但存在费用昂贵且不适用于大面积使用等缺点^[4]。灌溉排水、膜覆盖、添加改良剂等措施常被应用于盐碱地的改良, 但由于投资大、易反复等缺点难以大面积推广^[5-7]。与之相比, 生物修复技术以其经济有效、不易产生二次污染且适用于大面积土壤修复等优点越来越受到重视^[8-9]。生物修复包括微生物修复、植物修复和动物修复等^[10]。单独的植物或微生物修复技术仍存在很多不足, 如修复效率低、特异性强、适用范围有限等。生物联合修复技术是协同两种或两种以上生物修复方法, 克服了单一修复技术的局限性, 能够显著提高退化土壤的修复效率, 其中, 植物—微生物联合修复在治理营养元素亏缺、盐渍化和污染土壤方面已得到了

收稿日期: 2022-09-27; 修订日期: 2023-02-08

基金项目: 地质灾害防治与地质环境保护国家重点实验室自主课题 (SKLGP2021Z020)

作者简介: 向春雨 (1998-), 女, 重庆奉节, 硕士研究生, 主要研究方向为水/土污染控制与修复。E-mail: xchunyu@stu.cdu.edu.cn

*通讯作者: E-mail: ivanldy@163.com

较为广泛的研究与应用^[11]。针对不同退化类型的土壤, 植物—微生物联合修复所选用的植物和微生物千差万别, 且修复效果、内在机理及主要影响因素也存在差异。厘清植物—微生物联合修复技术在不同化学退化类型土壤治理过程中的特点、内在机理及主要影响因素, 对植物—微生物联合修复技术在退化土壤治理中的推广与应用具有重要意义。

本文从土壤营养元素亏缺、土壤盐渍化以及土壤污染三种主要化学退化类型土壤出发, 梳理常见的植物与微生物联合作用类型、修复效果及环境要素, 归纳总结植物—微生物联合修复退化土壤的效果、作用机理及主控因素, 并对植物—微生物联合修复化学退化土壤方面的研究进行展望, 为植物—微生物联合修复技术在退化土壤修复方面的推广与发展提供一定的理论参考。

1 土壤化学退化研究进展

土壤退化是指在各种自然和人为因素影响下所发生的导致土壤农业生产能力或土地利用和环境调控潜力(即土壤质量及其可持续性)下降, 甚至完全丧失其物理、化学和生物学特征的过程, 是动态和复杂的过程, 包括过去、现在和将来的退化过程, 是土地退化的核心^[12]。高强度、高频率的人类活动改变了土壤肥力, 给土壤生态系统带来了巨大压力^[13]。土壤化学退化是土壤退化的主要类型之一, 主要表现在土壤营养元素亏缺^[14]、土壤盐碱化、污染物积累等方面。

土壤化学退化不仅是局部地区问题, 更是全球范围内影响人类生产生活的巨大威胁。据统计, 全球土壤化学退化面积可达 240 万 km², 其中地处亚热带热带的亚洲和非洲退化现象尤为严重; 以退化等级来看, 以中度、强度和极强度为主, 轻度退化仅占 38%^[15]。我国的土壤化学退化形势不容乐观, 据统计, 仅南方山区土壤化学退化面积就达 4.45×10^5 km², 占该地区土地总面积的 20.42%^[16]。根据 2022 年联合国发布的报告, 扭转全球土壤退化可以缓解气候恶化、生物多样性丧失、粮食不安全三大问题带来的影响^[17]。本文选取土壤营养亏缺、土壤盐渍化以及土壤污染三方面对土壤化学退化概念、分布、成因、危害及改良修复治理方法进行探讨, 以期对化学退化土壤的修复与防治提供理论参考。

1.1 土壤营养元素亏缺

土壤氮(N)、磷(P)等是植物体内蛋白质、

磷酸合成及能量循环等代谢过程的必需元素, 其含量是衡量土壤肥力的重要元素指标^[18]。在热带、亚热带湿润地区, 高度风化的土壤有机质含量低, 土壤养分匮乏, 连年高强度的耕种会导致土壤贫瘠化。特别是在山地、丘陵区, 土地利用不当容易造成水土流失, 加速土壤营养元素的损失, 导致土地生产力下降^[19]。我国大部分耕地土壤全氮含量在 0.2% 以下, 其中山东、河北、河南、山西、新疆等 5 省(区)严重缺氮面积占其耕地总面积的一半以上; 缺磷土壤面积为 6.73×10^5 km², 其中 20 多个省(区)有一半以上耕地严重缺磷^[16]。

我国土壤营养元素亏缺主要有两方面的原因, 一是自然地理原因, 一些贫瘠山地土壤有机质含量低, 可供植物吸收利用的氮磷等营养元素较少, 严重影响了植物生长和土壤的可持续利用^[20]; 二是由于严重的风蚀而失去肥沃的表土层, 从而导致土壤生产力降低, 引发土壤化学退化。据统计, 每年因侵蚀而损失的土壤有机质以及氮磷钾营养元素分别为 2700 万 t、550 万 t、600 t 和 50 万 t^[21]。

当土壤氮、磷等营养元素亏缺时, 植物往往会生长迟缓、植株矮小、结实率低等现象, 而且易发生病虫害, 对农作物的生长发育有显著的不良影响。目前解决土壤肥力低下最常用的方法仍然是施用化肥和有机肥。长期不合理施用化肥会带来不利影响, 当土壤对氮、磷等的吸附能力达到一定程度后, 将加大氮、磷等元素的淋溶风险, 导致其在地表水及地下水含量的上升^[22]。据统计, 目前我国氮肥利用率平均只有 35% 左右, 而发达国家高达 60%^[23], 多余的氮、磷等会造成水生和陆地系统富营养化等问题^[24]。施有机肥虽也可提高土壤有机质含量, 但其肥效较慢、养分含量低, 改良周期较长。

1.2 土壤盐渍化

盐渍土是指土壤中可溶盐含量超过一定数量的土壤^[25], 是在一定环境条件下受到气候、地质、地形、水文及生物因素的影响发育而形成的, 包括各种盐土和碱土以及其他不同程度盐化、碱化的土壤^[26]。由于土壤的盐化和碱化常伴随发生, 因此往往笼统地称为土壤盐碱化^[27]。盐碱土分布于全球上百个国家, 总面积高达 1×10^9 hm²^[28]。在我国主要分布在西北、东北、华北及海滨地区在内的 17 个省区, 约占我国国土面积的 10.33%^[29]。

结合我国复杂的自然地理状况, 盐渍土一般由

含盐地表水、含盐地下水、海水等造成,或由盐湖、沼泽退化生成,或由人类经济活动造成及其他成因^[25,30]。盐渍化不仅危害农作物的正常生长,减少农作物产量,而且还会破坏土地原有的生态平衡,降低土地生产力和承载力,同时在盐渍化严重的土地上进行工程建设也会对建筑物产生严重影响。

在盐胁迫环境下,只依靠植物自身来改良盐渍土的难度较大。在过去几十年中形成了以“种稻洗碱”为核心,苜蓿、羊草等多种植物为主的种植修复方式^[31]。盐分高、养分低等特性会使植物的定殖难度大幅度增加^[32],同时在这种条件下微生物也会出现生存困难、生物量降低以及种类减少等问题^[33]。近年来出现了不少有关植物联合微生物改良和修复盐渍土的技术方法,能够更加高效地改善盐渍化环境。

1.3 土壤污染

土壤污染主要是指在土壤中涉及的污染物质指标高于国家规定的相关标准,导致土壤部分功能逐渐丧失,使土壤质量与功能发生变化^[34-36]。根据国家生态环境部报道,全国污染超标率达 16.1%,按照当前的土壤受污染情况,我国整体土壤环境较差^[37]。土壤污染类型多样,主要包括重金属污染、有机物污染、放射性污染等。据了解,世界范围内超过千万的土壤污染区域中,有 50% 以上均存在重金属污染问题^[38],同时我国受石油、农药、多环芳烃、多氯联苯等有机物污染较为严重^[39]。

重金属污染主要来源是城市、工业污染物排放,尤其是在工业化占据主导地位的时代。重金属污染具有普遍性、复杂性、隐蔽性、长期性及不可降解等危害^[40]。对于有机物污染而言,主要来源于人类活动,部分源于自然界,这些污染源通过大气沉降、废水排放、农业施肥等途径进入土壤。土壤环境中的有机污染物常具有“三致”效应和高生物累积性,部分有机污染物具有挥发性,导致其易在各种基质中积累^[36]。污染物进入土壤后会引发土壤结构、功能以及生物组成的改变,不仅影响土著微生物的代谢繁殖,还会抑制植物的生长发育,甚至造成更严重的问题^[41]。

土壤中的重金属污染多采用热解析法、电解法以及淋洗法进行处理;有机污染物可以通过焚烧、高温处理等热处理方式进行处理,针对特定的有机污染物可以采用化学手段进行处理,但这些只是暂时性的方法,可能造成二次污染,无法从根本上解

决土壤污染问题^[4]。因此采用植物联合微生物的修复技术,整合两种技术的优势,对污染土壤有更优的修复效果。

2 植物—微生物联合修复化学退化土壤的应用

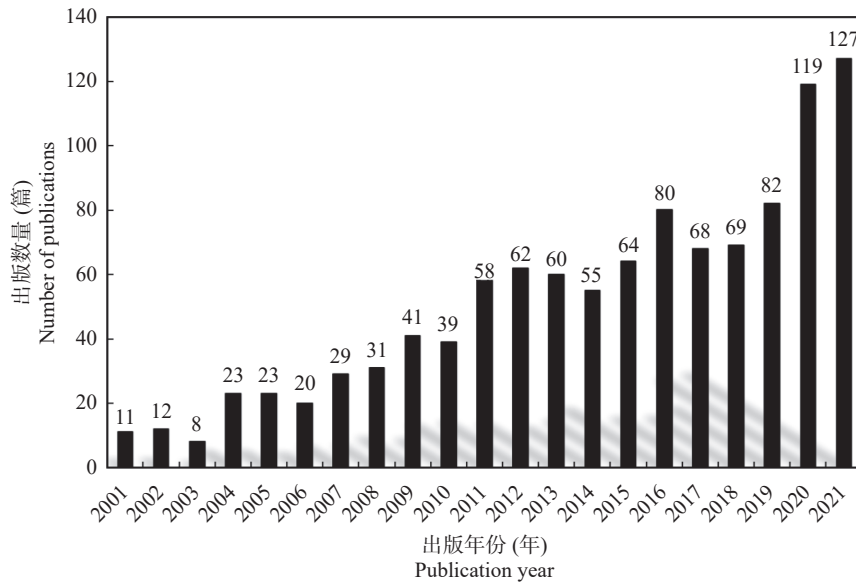
在众多的土壤修复技术中,生物修复在近二十年中得到广泛应用和研究(图 1)。在土壤环境中,植物修复存在着修复周期长、效率低、富集总量有限等缺陷,而单独的微生物易受自然环境因素的限制,在与土著微生物的竞争中往往处于劣势,导致微生物无法长期稳定地存在于环境中。单独的植物或微生物修复方法存在着修复效率低、特异性强、适用范围有限等诸多不足,推动了植物和微生物联合修复技术的发展,不仅能弥补上述单一修复技术的缺陷,还能显著提高修复效率。

植物与微生物两者以互惠互利关系为主,共同增强修复效果。一方面,植物根际附近的微生物能将土壤中的有机质、植物根系分泌物转化成自身可吸收的小分子物质,同时减少污染物对植物本身的毒害作用,提高植物的耐受性,促进植物对污染物的吸收、转移、富集^[42-43]。另一方面,植物也促进了环境中微生物的生物活性,提高了微生物的修复能力^[44]。本文主要从植物与微生物种类、修复效果、作用机理和主要影响因素等方面对植物-微生物联合修复技术进行阐述。

2.1 营养元素亏缺土壤的联合修复

营养元素不仅是植物生长必需的源泉,也是评价土壤质量的关键指标之一。微生物修复作为一种绿色可持续修复方式,近年来在营养元素亏缺土壤的修复方面发展迅速,不仅可以有效提高土壤肥力、减少对化学肥料的依赖,还能促进植物生长和养分积累^[20]。但单一的微生物修复也面临着诸多问题,例如,单独施用菌很难在营养元素亏缺的土壤中形成大量菌群,难以长期生存^[45]。将植物与微生物联合,当二者合理共存时,通过充分发挥各自的优势,能够显著提高土壤养分含量和利用率,缓解土壤退化状况。

2.1.1 氮缺乏土壤的联合修复 生物固氮在减少农业中合成氮肥的使用、增加植物养分含量和恢复土壤健康等方面起着重要作用,在氮含量低的土壤中,植物与固氮菌形成共生体系,能有效地促进植物生



注: 基于 Web of Science 核心合集数据库; 检索内容: ("Bioremediation" OR "Phytoremediation" OR "Microbial remediation" OR "Microbial restoration" or "Phyto-associated microbial remediation") AND ("Soil chemical degradation" OR "Soil salinization" OR "Soil nutrient depletion" OR "Soil pollution").

图 1 2001 ~ 2021 年间生物修复化学退化土壤研究方面论文发表数量

Fig.1 Number of papers published on bioremediation of chemically degraded soils during 2001 ~ 2021

长^[46]。据估计, 每年的生物固氮量约为 2.4×10^8 t, 占全球固氮量的 75%, 远远高于工业转化的氮量^[47]。一些内生菌在增加植物养分获取方面也起着重要作用, 如 Kandel 等^[48] 发现从双子叶杨树和柳树中分离出来的重氮营养内生菌 (如 *Burkholderia vietnamiensis*、*Rhizobium tropici*、*Sphingomonas yanoikuyae* 等) 可以在水稻上定殖并促进缺氮条件下水稻的生长。

表 1 中总结了几种常见的固氮菌、接种方式、定殖部位及固氮原理等, 固氮微生物主要通过释放分泌物 (如有机酸、吲哚乙酸 (indole-3-acetic acid, 简称 IAA) 等)、刺激宿主植物的根系分泌作用、提高氮素供应等途径促进植物生长, 进而改善土壤环境。对比接种与未接种微生物的植物, 可以显著看出土壤含氮量及植物生产量的增加。固氮菌的种类、接种数量影响着植物的固氮作用。植物不同部

表 1 常见的联合固氮植物与土壤微生物
Table 1 Common plant and soil microorganisms combined nitrogen fixation

| 宿主植物 Host plant | 接种菌株 Inoculated strain | 接种方式 Inoculation method | 定殖部位 Colonization site | 固氮/促生效应 Nitrogen fixation/propagation effect | 参考文献 Reference |
|--------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|--|-------------------|
| 玉米 | 固氮芽孢杆菌 | 土壤接种 | 根 | 土壤速效氮含量增加20.42%, 植株干重和氮含量分别增加66.67%和45.46% | [51] |
| | 玉米固氮螺旋菌 | 浇灌接种 | | 产量提高77.91%, 土壤有效氮含量增加24.32% | [52] |
| 水稻 | 棕色固氮菌、印度梨形孢 | 灌根 | 根 | 芽和根长分别增加55.2%和22.9%, 叶绿素含量增加91.3% | [53] |
| | 巴氏梭菌、棕色固氮菌及嗜酸乳杆菌 | 土壤接种 | | 株高增加11.03%, 生物量增加17.73%~30.35%, 土壤碱解氮增加0.25%~3.18% | [54] |
| 小麦 | 根瘤菌属、固氮螺旋菌属 | 拌种+喷雾 | 根、茎 | 土壤氮积累量增加约25 (kg/ha), 根茎直径增加26%; | [55] |
| | 田菁茎瘤固氮根瘤菌、巴西固氮螺旋菌 | 浸种 | 根、叶 | 株高增加16.25%, 含水量提高8.87% | [56] |
| 扁豆 | 丛枝菌根真菌、固氮菌 | 浸种 | 根 | 生物量增加36.9%, 种子产量增加28.4% | [57] |
| 黑麦草 | 阿氏芽孢杆菌、树木伯克氏菌、洋葱伯克氏菌 | 浸根 | 根 | 氮肥使用率减少50%, 植株干重分别增加1.70、3.21、3.02倍 | [58] |
| 紫花苜蓿 | 苜蓿中华根瘤菌 | 拌种 | 根 | 产量提高40%, 土壤全氮提高28.5%~70.8% | [59] |
| | 根瘤菌菌肥 | 土壤接种 | | 干重增加29.47%, 土壤有机质增加75.39%, 土壤碱解氮含量增加22.79% | [60] |

位存在着不同的固氮菌群和固氮活性，而植物根际定殖占主导地位。一种墨西哥品种玉米的生物固氮量大于植物总吸收氮量的 80%^[49]，这主要由于玉米的气生根在下雨后可分泌大量粘液，这些粘液富含多糖（如木糖、半乳糖、阿拉伯糖和海藻糖等），给固氮菌提供了一个很好的富碳、低氧和低氮环境来发挥固氮作用^[50]。

2.1.2 磷流失土壤的联合修复 磷是植物生长必需的营养元素，但磷肥的利用率较低，除流失到水体以外，部分磷进入土壤固定形成难溶性的磷酸盐。为提高植物对磷肥的利用率，解磷显得非常关键。解磷微生物可以将土壤中难溶性磷酸盐转化为植物可吸收的磷酸盐。除了土壤理化性质等因素外，微生物的种类和活性也会影响植物根系对磷酸盐的后续利用情况，土壤中的解磷微生物种类繁多，包括细菌、真菌和放线菌等。整体而言，虽然解磷真菌数量少于细菌，但其解磷能力一般要强于细菌，而且不会由于传代次数过多而降低，遗传性状更稳定^[61]。

解磷菌中的有些种类除了具有溶磷活性外，还会产生植物激素类物质（如 IAA、维生素等）改变根的分枝和根毛的发育，并且可以通过释放有机酸改变土壤 pH 值，从而提高植物对磷的吸收效率^[62-63]。

大量研究表明接种土壤解磷菌可帮助植物从土壤中获取磷元素，减少磷流失，有效提高农产品的产量（见表 2）。其中，常娜等^[64]证明在田间小麦生长试验中与未施用微生物菌剂相比，三个试验田微生物菌剂处理均显著提高了 37.2%、46.1% 和 83.5% 的小麦土壤速效磷含量。微生物菌剂不仅可以增加小麦株高、分蘖数和次生根数，还能对小麦纹枯病表现出比较好的预防效果，提高小麦产量。80% 以上的植物可以与菌根真菌形成共生关系，从而高效获取磷、氮等营养元素，植物则以脂肪酸形式提供给真菌碳源^[65,66]。从解磷机制来看，王二涛等^[67]发现基因片段 *OsPHR1/2/3* 是菌根共生的关键调控因子，一个新的 *RLK* 基因参与菌根共生的植物磷信号响应。

表 2 常见联合固磷植物与土壤微生物
Table 2 Common plants and soil microorganisms combined to the phosphorus fixation

| 宿主植物 Host plant | 接种菌株 Inoculated strain | 接种方式 Inoculation method | 定殖部位 Colonization site | 吸磷/促生效应 Phosphorus fixation/propagation effect | 参考文献 Reference |
|--------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|---|-------------------|
| 玉米 | 解磷菌 | 土壤接种 | 根、茎、叶 | 根、茎、叶、籽粒磷含量增加；产量增加14.86%；根际土壤速效磷含量提高 | [68] |
| 水稻 | 放线菌 | 土壤接种 | 根 | 溶解土壤中难溶性磷，吸磷量分别提高44.03%、22.87% | [69] |
| 小麦 | 枯草芽孢杆菌、胶冻样芽孢杆菌 | 菌剂沟施 | 根 | 三个实验地点土壤速效磷含量分别提高37.2%、46.1%、83.5%，增产率分别为24.2%、7.7%和14.3% | [64] |
| 花生 | 巨大芽孢杆菌 | 浸种 + 土壤接种 | 根 | 溶磷量可达598.1mg/L，干质量增加19.80%，根系干质量提高38.89% | [70] |
| 黑麦草 | 土生克雷伯氏菌 | 灌根 | 根 | 马肝土与潮土中的有效磷含量分别增加9.7%、42.1%，吸磷量提高29.6% | [71] |
| 紫花苜蓿 | 溶磷菌、苜蓿中华根瘤菌 | 拌种 | 根 | 单独接种溶磷量增加24%，株高增加53.02%、生物量增加71.78% | [72] |

2.1.3 其他营养元素缺失土壤的联合修复 土壤中的有效营养元素除了氮、磷以外，还有钾和一些微量元素^[73]。土壤中能分解硅酸盐类矿物的细菌被称为硅酸盐细菌，也称钾细菌（解钾菌），它们不仅能分解长石、云母等硅酸盐类的原生态矿物，还能分解磷灰石中的磷素，使土壤中的难溶性钾、磷、硅等转变为植物可吸收的可溶性元素^[74]。这些功能菌主要通过优化土壤生物结构，提高土壤的酶活性，加快了土壤有机质分解，促进植物对有效养分的吸收，从而促进植物生长，增加土壤肥力^[75]。Pellegrino

等^[76]研究表明丛枝菌根真菌（arbuscular mycorrhizal fungi, 简称 AMF）可以活化土壤中的铁、锌等养分，在收获时，接种 AMF 菌剂的鹰嘴豆生物量平均比未接种的对照高出 25%，这不仅提高了经济效益，而且有利于农产品的健康生长，同时也改善了土壤条件。

2.2 盐渍化土壤的联合修复

盐碱障碍是造成土壤退化和生产力水平降低的重要原因，固氮菌、磷细菌、钾细菌、菌根菌、光合细菌等都是盐碱土改良利用的重要功能细菌^[77]。目前，从盐碱土中已分离到的嗜盐菌常见种类为盐球

菌属和盐细菌属,嗜碱微生物种类很多,既有极端耐盐的古细菌,也有真细菌、放线菌和藻类。其中很多嗜盐菌本身具有很好的耐碱特性,反之亦然,其产生的特殊酶和特殊代谢机制已经在实践中显示出广泛的应用价值^[78-79]。利用植物-微生物联合修复技术开展盐渍化土壤的改良研究,对提高土壤资源的利用效率有重要意义^[80]。

2.2.1 盐化土壤的联合修复 土壤环境因素、营养元素及作物分泌作用等均会影响土壤生物的生长发育^[81]。研究表明,微生物数量随着盐害程度的增加而减少,细菌、放线菌和真菌数量分布从小到大为重度盐化土及盐土、中度盐化土、轻度盐化土。微生物活性与土壤盐分含量呈显著负相关,虽然不同菌种的耐盐能力不同,但其活性普遍受到抑制^[77]。

植物-微生物联合可以大大提高盐渍土的改良效果。首先,微生物可以提高盐渍土中有机质的分解和营养元素的有效性,促进宿主植物对盐分的吸收,提高植物定殖率^[82]。顾慧敏^[83]等研究发现在盐渍土中种植番茄并接种 AMF 菌剂使得土壤中有有机质、碱解氮、有效磷、速效钾含量分别增加了 14.4%、102.2%、40.4% 和 43.1%,盐分含量分别降低了 7.2%、9.9% 和 11.3%、22.5%。其次,微生物还可以提高耐盐植物对土壤水分的吸收。冯希环^[84]等研究表明生菜接种真菌摩西管柄囊霉时,菌丝可以穿过植物根毛难以穿过的土壤孔隙,促进植物根系对水分和养分的吸收。接种微生物还可以提高土壤酶活性,促进土壤有机质分解且微生物自身分泌物的释放,也可以改善土壤肥力和结构。

2.2.2 碱化土壤的联合修复 针对碱化土壤,植物-微生物联合修复是一个经济、有效的修复方式,主要通过植物根系分泌以及微生物分解植物残体产生的有机酸来缓解土壤碱性^[85],在碱化土壤中植物的定殖也存在一定的难度,接种微生物以共生的形式为植物提供营养物质,不仅可提高植物的定殖成功率,还能调节和提高有机酸的分泌,对碱化土壤进行更高效的改良^[86]。某些特殊微生物如硫氧化细菌还具有氧化单质硫及硫化物,生成硫酸的特性,使其在盐碱土中将硫磺粉氧化生成硫酸,从而使土壤 pH 值由 7.5 下降到 7.2,提高土壤矿物质的溶解性,给植物提供更多的营养^[87]。

菌根共生通过根外菌丝促进植物吸收矿质养分,改变根组织渗透调节能力,增强植物耐盐碱性^[88]。

Zhang 等^[89]在盐碱土壤中接种了 AMF 菌剂,发现其不仅增加了氮磷等营养元素的吸收,同时减少了对钠、镁和氯的吸收,植物生物量、根梢比和分蘖数均显著升高,也提高了幼苗的存活率。在碱化土壤改良过程中,单一的生物措施效果不及综合治理措施的效果全面和有效,所以综合利用植物-微生物联合修复方式以达到最大程度的改良修复效果。

2.3 污染土壤的联合修复

随着城市化和工业化的不断发展,土壤污染日益严重,单独的植物修复常常由于缺乏降解顽固性污染物的完整代谢途径而难以高效地彻底降解污染物,并且修复时间长、效率低^[90];单独的微生物修复易受自然环境因素的影响,在与土著微生物的竞争中往往处于劣势^[91-92]。为遏制土壤污染,研究学者已开展大量植物-微生物联合修复研究工作,并取得了较好效果,为植物-微生物联合修复重金属和有机物污染土壤的实际应用与推广提供了重要的理论支撑和技术支持^[11]。

2.3.1 重金属污染土壤的联合修复 利用植物修复重金属污染土壤是一个重要途径,特别是一些优势植物具有抗性强、富集浓度高的特点,但植物本身的生存环境、根系扩展范围、富集能力等均受重金属含量及形态的影响^[93-94]。而许多微生物可以对污染环境中的重金属进行富集,或通过提高重金属的生物可利用性促进植物对重金属的富集^[42,93]。

植物-微生物联合体系作用机理如图 2 所示,根际微生物能以菌根、内生菌等方式与植物根系形成联合体,使植物的抗性增强并优化根际环境,促进根系发展并增强植物吸收和转运重金属的能力^[95],根际分泌物会增强微生物的活性,微生物和根际通过产生分泌物(有机酸、铁载体和生物表面活性剂)使难溶性重金属转化为可溶性金属(①),且微生物的吸附性减少了植物对金属的吸收/转移来降低金属的毒性(②⑤);微生物也可以通过产生金属固定化代谢物(球蛋白、胞外聚合物)减少植物对金属的吸收/转移(③),将高价高毒性金属还原为低价低毒性金属(④);微生物还可以分泌 IAA 和 1-氨基环丙烷-1-羧酸脱氨酶(1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase,简称 ACC 脱氨酶)改善细胞生长和增殖(⑥⑦)^[96-101]。

表 3 总结了几种常见的富集重金属的植物与微生物组合及其修复效果。结果表明,接种微生物菌

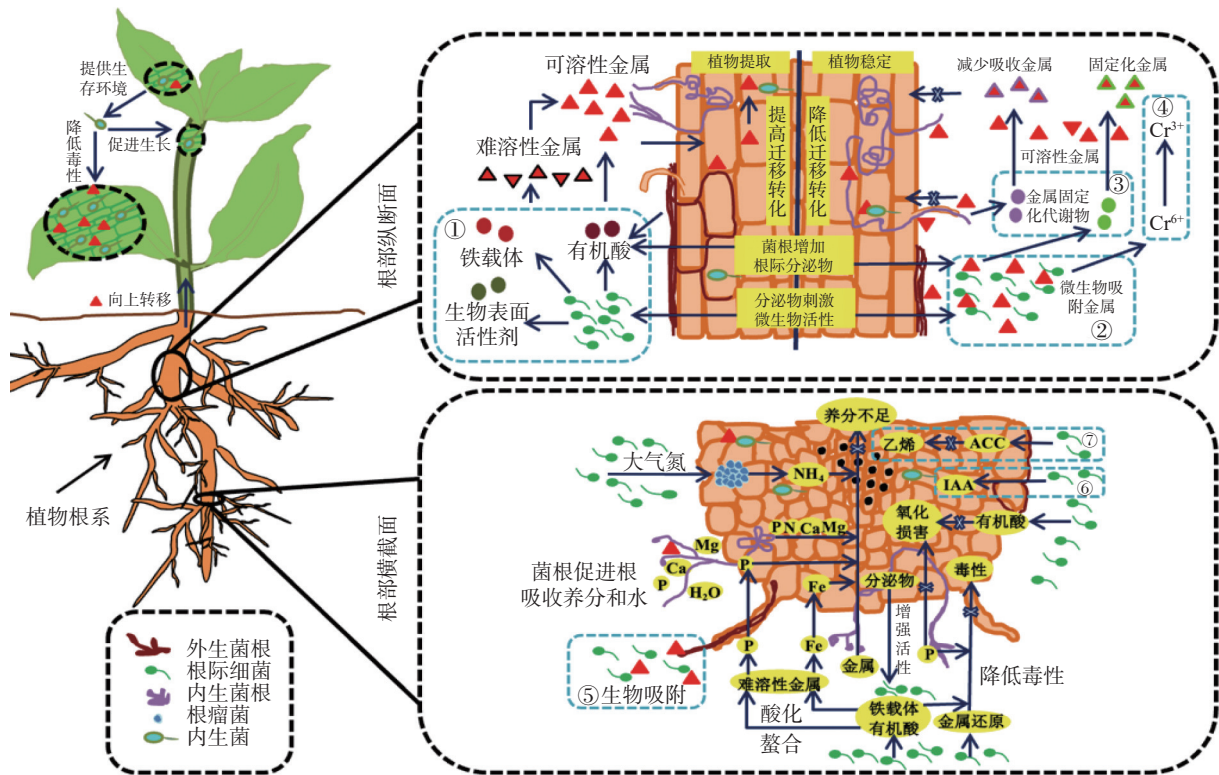


图 2 植物-微生物联合修复重金属污染土壤机理图(整理自^[42, 97-98, 100])

Fig.2 Mechanism diagram of plant-microbe joint remediation of heavy metal contaminated soil (modified from^[42, 97-98, 100])

表 3 常见重金属污染的植物-微生物联合修复
Table 3 Plant-microbial remediation of common contaminated metals

| 重金属名称 Heavy metal | 宿主植物 Host plant | 接种菌株 Inoculated strain | 接种方式 Inoculation method | 修复效应 Remediation effect | 参考文献 Reference |
|----------------------|--------------------|---------------------------|----------------------------|---|-------------------|
| 汞 (Hg) | 盐沼球茎草 | 芽孢杆菌、不动杆菌、假单胞杆菌 | 浸根 | 根、茎中Hg含量提高,且分别比其它组织高35%和65% | [103] |
| 镉 (Cd) | 水稻 | 丛枝菌根真菌 | 土壤接种 | 促进吸收土壤中Cd,株高提高13.8%和10.3% | [104] |
| 铅 (Pb) | 芦苇、山鹰豆、番茄 | 黑曲霉菌、荧光假单胞菌 | 土壤接种 | 土壤中Pb含量减少,植物生物量提高15%~109% | [105-106] |
| 铬 (Cr) | 鹰嘴豆、李氏禾 | 芽孢杆菌 | 灌根 | 根长最大增加72%,Cr富集量高出对照71.75% | [107-108] |
| 砷 (As) | 凤尾蕨、水蓼和酸模叶蓼 | 肠杆菌、假单胞菌、丛毛单胞菌 | 灌根 | 叶绿素含量和生物量分别增加95%和90%;根茎叶中As含量为对照的1.64~2.74倍 | [102, 109] |
| 锌 (Zn) | 芥菜、黑麦草 | 黄铜假单胞菌和念珠菌、丛枝菌根真菌 | 土壤接种 | Zn去除率为51.20%;Zn吸收量达到841.4 (μg pot ⁻¹) | [110-111] |
| 铜 (Cu) | 蓖麻、海州香薷 | 芽孢杆菌、不动杆菌、恶臭假单胞菌 | 土壤接种+浸根 | 茎和根生物量增加22.55%和17.82%,植株内Cu含量分别提高25.70%和211.6% | [112-113] |
| 镍 (Ni) | 蜀葵、扁豆 | 枯草芽孢杆菌、伯克霍尔德菌 | 浸种+土壤接种 | 茎根中Ni吸收分别提高1.7和1.6倍;根部生物量增加30% | [114-115] |

剂后显著提高了重金属的生物利用度以及植物的耐受性。李艺等^[102]在研究肠杆菌对蓼科植物镉—砷复合污染土壤修复时,发现当肠杆菌接种浓度小于 3.4×10^7 CFU g^{-1} 土时,水蓼的株高、株质量与对照间无显著差异 ($P > 0.05$);当接种浓度为 3.4×10^7 CFU g^{-1} 土时,除酸模叶蓼根中镉含量外,水蓼和酸模叶蓼根茎叶中的镉、砷含量显著高于对照 ($P < 0.05$),分别为对照的1.64倍和1.68倍。除此之外,

植物—微生物联合体系吸收重金属很大程度上还取决于重金属的种类、浓度、微生物生存定殖潜力、植物类型及生长条件等因素^[42]。

2.3.2 有机物污染土壤的联合修复 与植物联合修复有机物污染方面具有巨大潜力的微生物主要是内生菌、菌根菌和根际微生物。植物—微生物联合体系在有机物污染的降解方面发挥着重要作用,其中包括植物—内生菌共生体系、植物-菌根菌联合体系

和植物-根际微生物联合体系^[116]。

植物-内生菌联合修复的机理是植物通过提供营养和空间促进内生菌的生长, 内生菌可以产生特定的酶来降解难以转化的有机污染物, 内生菌还可以通过增加养分的利用率, 产生促进植物生长的激素并增强有机污染物的生物利用度等, 从而帮助植物修复土壤^[116-117]。Khan 等^[118]研究发现柳树接种假单胞菌 PD1 可促进根和芽的生长, 并保护其免受菲的植物毒害作用, 且与未接种的对照相比, 用 PD1 接种的柳树从土壤中去除了 25%~40% 的菲。植物-菌根联合修复的作用机理是菌根真菌可以直接代谢有机污染物, 当浸染植物根际后也可以形成根外菌丝来帮助植物吸收代谢污染物, 还能够增加植物根系体积, 促进植物吸收养分^[119]。周利承等^[120]研究发现紫花苜蓿接种 AMF 菌剂后, 土壤中石油的去除率增加了 14.09%~24.76%。植物-根际微生物联合降解机制是植物的根系分泌物可以增加根际微生物数量, 从而更高效地降解有机污染物, 有的污染物不能直接被微生物降解, 根际分泌物则可以活化或分解有机污染物来协助根际微生物降解^[121]。Muratova 等^[122]研究发现在紫花苜蓿降解多环芳烃的过程中, 其根系分泌物促进了恩氏菌、假单胞菌、根瘤菌和嗜单胞菌属的四种根际微生物对多环芳烃的降解。

植物-微生物联合作用对环境中有有机污染物的去除及生态系统的修复具有非常显著的效果, 并且具有降解效率高、修复彻底以及提高植物对有机污染物的耐受性等特点。但同时也在修复过程中也受气候地理条件^[123]、有机污染物的存在形态结构及毒性^[124]、土壤自身环境及营养元素^[125]等因素的制约, 导致修复效果差别较大。

3 讨论

土壤环境中植物与微生物之间存在非常重要的相互作用, 两者除了产生协同作用以外, 还可能产生共生、寄生、拮抗、竞争等作用, 有些相互作用对植物十分不利, 如引发病害, 降低土壤生物多样性等, 进而加剧土壤退化^[126-127]。在 Kuppireddy 等^[128]的研究中发现一种生物营养真菌 (*Microbotryum lychnidis-dioicae*) 可从白花蝇子草的发芽期潜伏至花药期使其花药产生病变。其次, 微生物生长过程中易受多种环境要素的影响, 导致其活性或有效性一

段时间后受到抑制。Vainberg 等^[129]研究表明当 pH 值在 6.0 以下时脱氯细菌几乎不能脱氯, 在 pH 小于 5.0 时微生物的活性彻底丧失。还有许多研究显示在极端环境胁迫下, 一些接种微生物的植物并未观察到宿主植物生物量的变化^[130]。如何保证微生物的长期有效性, 是植物-微生物联合修复技术推广过程中亟待解决的难题。再次, 对于植物-微生物联合修复对土壤中土著微生物的影响以及给生物多样性带来的威胁方面的研究较少, 修复过程中的风险是真实存在的, 对风险进行评估并将其控制在一定的范围之内, 也是未来修复必须要考虑的问题之一。

4 结论与展望

植物-微生物联合修复技术是目前治理土壤退化的有效手段, 应用前景十分可观, 既节约资源, 又不会对环境产生二次污染, 为我国土壤化学退化选择合理修复方式提供了重要的理论支持。随着土壤化学退化修复防治形势日益严峻和研究的逐步深入, 基因组学、转录组学、蛋白质组学和代谢组学等微观分子机制逐渐在环境修复领域得到广泛应用, 对全方位揭示植物-微生物对土壤化学退化的修复机理具有重要意义。今后还应该在以下几方面开展更加深入的探索工作:

(1) 构建应用广泛的高效植物-微生物联合修复体系。培育出对于土壤退化具有较强抗性且能够同时修复多种土壤退化类型的菌剂, 利用转基因等微观分子技术, 将具有高效修复污染物的目标基因导入并整合到其他生物量大、生长迅速、适应性强的生物体的基因组中, 赋予出植物、微生物更高效的修复性能。

(2) 深化联合修复技术研发。相较于传统的物理化学修复方法, 植物-微生物联合修复周期较长。与其它技术耦合构建多种技术联合修复模式 (如生物炭、纳米颗粒、表面活性剂等植物-微生物联合修复中的应用), 使修复周期尽可能缩短, 是该领域必须面对的研究重点。

(3) 加强实际场地的应用研究。大多数研究主要集中在实验室或者小型的模拟试验阶段, 研究环境过于理想化, 应重点研究其在自然环境中的适应机制使其更加适应土壤环境, 可以进一步深化植物-微生物联合技术化学退化土壤修复机理的认识, 有助于研发绿色长效的联合修复技术。

参考文献:

- [1] Oldeman L R, Hakkeling R T A, Sombroek W G. World map of the status of human-induced soil degradation : an explanatory note[R]. Elsevier Science Publishers B. V, 1992.
- [2] Weinzierl T, Wehberg J, Bohner J, et al. Spatial assessment of land degradation risk for the Okavango River Catchment, Southern Africa[J]. *Land Degradation & Development*, 2016, 27(2): 281 – 294.
- [3] 何发坤, 蒲生彦, 肖胡莹, 等. 遥感技术在土壤退化中的应用研究进展[J]. *农业资源与环境学报*, 2021, 38(1): 10 – 19.
- [4] 赖文佳. 我国土壤污染治理现状分析与对策[J]. *新农业*, 2022, (10): 71 – 72.
- [5] 郑艳艳, 薛 忠, 孙兆军. 盐碱地膜草覆盖、覆膜、裸地油葵对比试验研究[J]. *山西农业大学学报(自然科学版)*, 2007, (3): 254 – 257.
- [6] 王洪义, 王智慧, 杨凤军, 等. 浅密式暗管排盐技术改良苏打盐碱地效应研究[J]. *水土保持研究*, 2013, 20(3): 269 – 272.
- [7] 毛文娟, 李新平, 安 东, 等. 不同改良剂对宁夏地区盐碱土土壤结构的影响[J]. *水土保持通报*, 2010, 30(4): 190 – 192 + 197.
- [8] Yaashikaa P R, Kumar P S, Jeevanantham S, et al. A review on bioremediation approach for heavy metal detoxification and accumulation in plants[J]. *Environmental Pollution*, 2022: 301.
- [9] 杨滨娟, 黄国勤. 植物种植修复土壤重金属污染的模式、技术与效果综述[J]. *生态科学*, 2022, 41(4): 251 – 256.
- [10] 刘 凯, 张 健, 杨万勤, 等. 污染土壤生态修复的理论内涵、方法及应用[J]. *生态学杂志*, 2011, 30(1): 162 – 169.
- [11] 刘志培, 刘双江. 我国污染土壤生物修复技术的发展及现状[J]. *生物工程学报*, 2015, 31(6): 901 – 916.
- [12] 张桃林, 王兴祥. 土壤退化研究的进展与趋向[J]. *自然资源学报*, 2000, (3): 280 – 284.
- [13] Thomaz E L, Luiz J C. Soil loss, soil degradation and rehabilitation in a degraded land area in Guarapuava (Brazil)[J]. *Land Degradation & Development*, 2012, 23(1): 72 – 81.
- [14] Grum B, Assefa D, Hessel R, et al. Effect of in situ water harvesting techniques on soil and nutrient losses in semi-arid Northern Ethiopia[J]. *Land Degradation & Development*, 2017, 28(3): 1016 – 1027.
- [15] 程冬兵, 蔡崇法, 左长清. 土壤侵蚀退化研究[J]. *水土保持研究*, 2006, (5): 252 – 254 + 258.
- [16] 杨 卿, 郎南军, 苏志豪, 等. 土壤退化研究综述[J]. *林业调查规划*, 2009, 34(1): 20 – 24.
- [17] Van Der Esch S, Sewell A, Bakkenes M, et al. The global potential for land restoration: Scenarios for the Global Land Outlook 2[J]. The Hague, The Netherlands, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 2022.
- [18] Vitousek P M, Porder S, Houlton B Z, et al. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions[J]. *Ecological Applications*, 2010, 20(1): 5 – 15.
- [19] 潘 博, 段良霞, 张 凤, 等. 红壤剖面土壤养分对土地利用变化响应的敏感性[J]. *生态学杂志*, 2018, 37(9): 2707 – 2716.
- [20] 王志康, 徐子恒, 陈紫云, 等. 有机肥和解磷固氮菌配施对缺碳黄棕壤养分特性的协同效应[J]. *应用生态学报*, 2020: 1 – 13.
- [21] 陈 杰, 檀满枝, 陈晶中, 等. 严重威胁可持续发展的土壤退化问题[J]. *地球科学进展*, 2002, (5): 720 – 728.
- [22] 武 升, 邢素林, 马凡凡, 等. 有机肥施用对土壤环境潜在风险研究进展[J]. *生态科学*, 2019, 38(2): 219 – 224.
- [23] 燕永亮, 田长富, 杨建国, 等. 人工高效生物固氮体系创建及其农业应用[J]. *生命科学*, 2021, 33(12): 1532 – 1543.
- [24] Azzi V, Kanso A, Kazpard V, et al. *Lactuca sativa* growth in compacted and non-compacted semi-arid alkaline soil under phosphate fertilizer treatment and cadmium contamination[J]. *Soil & Tillage Research*, 2017, 165: 1 – 10.
- [25] 温利强. 我国盐渍土的成因及分布特征[D]. 合肥工业大学, 2010.
- [26] 马文梅. 滨海土壤理化特性与土壤质量的关系研究[D]. 西北农林科技大学, 2011.
- [27] 郭立泉, 陈建欣, 崔景军, 等. 盐、碱胁迫下星星草有机酸代谢调节的比较研究[J]. *东北师大学报(自然科学版)*, 2009, 41(4): 123 – 128.
- [28] Chernousenko G I, Pankova E I, Kalinina N V, et al. Salt-affected soils of the barguzin depression[J]. *Eurasian Soil Science*, 2017, 50(6): 646 – 663.
- [29] 陈双庆. 浅谈盐碱地生态改造原则[J]. *中国农村科技*, 2018, (11): 14 – 16.
- [30] 魏谦晓. 我国盐渍土的成因及其硫酸钠含量计算[J]. *中国石油和化工标准与质量*, 2013, 33(14): 23.
- [31] 张 璐, 杨 帆, 王志春. 碱化对土壤性质和植物生理生态特征的影响[J]. *东北农业科学*, 2021, 46(2): 30 – 36.
- [32] 李金彪, 陈金林, 刘广明, 等. 滨海盐碱地绿化理论技术研究进展[J]. *土壤通报*, 2014, 45(1): 246 – 251.
- [33] Chowdhury N, Marschner P, Burns R G. Soil microbial activity and community composition: Impact of changes in matrix and osmotic potential[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(6): 1229 – 1236.
- [34] 高家军. 生态文明视域下土壤污染治理的困境、国际借鉴与路径优化[J]. *地方治理研究*, 2019, (4): 40 – 49 + 78.
- [35] 李银心. 2020污染土壤的生物修复专刊序言[J]. *生物工程学报*, 2020, 36(3): 391 – 396.
- [36] 李 娇, 吴 劲, 蒋进元, 等. 近十年土壤污染源解析研究综述[J]. *土壤通报*, 2018, 49(1): 232 – 242.
- [37] 池道杰. 我国污染土壤修复技术及产业现状研究[J]. *中国资源综合利用*, 2018, 36(5): 126 – 128.
- [38] He J Z, Hu H W, Zhang L M. Current insights into the autotrophic thaumarchaeal ammonia oxidation in acidic soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 55: 146 – 154.
- [39] 李凤果, 陈 明, 师艳丽, 等. 我国农用地土壤污染修复研究现状分析[J]. *现代化工*, 2018, 38(12): 4 – 9.
- [40] 谭 颖, 周进宏, 张雯静, 等. 根际微生物-植物联合修复土壤重金属污染的研究进展[J]. *节能与环保*, 2020, (Z1): 80 – 81.

- [41] 周玉璇, 龙涛, 祝欣, 等. 重金属与多环芳烃复合污染土壤的分布特征及修复技术研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(8): 964 - 975.
- [42] Rajkumar M, Sandhya S, Prasad M N V, et al. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation[J]. *Biotechnology Advances*, 2012, 30(6): 1562 - 1574.
- [43] 牛之欣, 孙丽娜, 孙铁珩. 重金属污染土壤的植物-微生物联合修复研究进展[J]. 生态学杂志, 2009, 28(11): 2366 - 2373.
- [44] 冯冬艺, 余成洲, 白云. 石油污染土壤的植物-微生物联合修复研究[J]. 三峡环境与生态, 2010, 32(6): 57 - 60.
- [45] Hu J, Wei Z, Weidner S, et al. Probiotic *Pseudomonas* communities enhance plant growth and nutrient assimilation via diversity-mediated ecosystem functioning[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 113: 122 - 129.
- [46] Mahmud K, Makaju S, Ibrahim R, et al. Current progress in nitrogen fixing plants and microbiome research[J]. *Plants-Basel*, 2020, 9(1).
- [47] Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal-a review[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35(4): 219 - 230.
- [48] Kandel S L, Herschberger N, Kim S H, et al. Diazotrophic endophytes of poplar and willow for growth promotion of rice plants in nitrogen-limited conditions[J]. *Crop Science*, 2015, 55(4): 1765 - 1772.
- [49] Van Deynze A, Zamora P, Delaux P M, et al. Nitrogen fixation in a landrace of maize is supported by a mucilage-associated diazotrophic microbiota[J]. *Plos Biology*, 2018, 16(8).
- [50] Bennett A B, Pankiewicz V C S, Ane J M. A model for nitrogen fixation in cereal crops[J]. *Trends in Plant Science*, 2020, 25(3): 226 - 235.
- [51] 崔文艳, 何朋杰, 杨丽娟, 等. B9601-Y2溶磷解钾固氮能力及促玉米生长效果研究[J]. 玉米科学, 2019, 27(3): 155 - 160 + 168.
- [52] 王慧桥, 陈为峰, 宋付朋, 等. 不同自生固氮菌对盐碱地玉米生长与土壤养分特性的影响[J]. 土壤通报, 2018, 49(6): 1341 - 1347.
- [53] Dabral S, Saxena S C, Choudhary D K, et al. Synergistic inoculation of *Azotobacter vinelandii* and *Serendipita indica* augmented rice growth[J]. *Symbiosis*, 2020, 81(2): 139 - 148.
- [54] 张雅楠, 张昀, 燕香梅, 等. 氮肥减施配施菌剂对水稻生长及土壤有效养分的影响[J]. 土壤通报, 2019, 50(3): 655 - 661.
- [55] Dal Cortivo C, Barion G, Visioli G, et al. Increased root growth and nitrogen accumulation in common wheat following PGPR inoculation: Assessment of plant-microbe interactions by ESEM[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 247: 396 - 408.
- [56] 刘华伟, 林晓军, 孙超, 等. 接种两种固氮菌增强小麦幼苗抗渗透胁迫及生长能力[J]. 植物生态学报, 2013, 37(1): 70 - 79.
- [57] Amirnia R, Ghiyasi M, Siavash Moghaddam S, et al. Nitrogen-fixing soil bacteria plus mycorrhizal fungi improve seed yield and quality traits of lentil (*lens culinaris medik*)[J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2019, 19(3): 592 - 602.
- [58] 刘晓霞, 王小利, 王子苑, 等. 促生菌菌株的分子鉴定及对黑麦草的促生效应研究[J]. 耕作与栽培, 2019, 39(6): 1 - 5.
- [59] 田丽, 王富强, 汤继旺, 等. 西藏河谷区紫花苜蓿-根瘤菌高效共生体的筛选[J]. 西南农业学报, 2020, 33(6): 1126 - 1132.
- [60] 何国兴, 宋建超, 温雅洁, 等. 不同根瘤菌肥对紫花苜蓿生产力及土壤肥力的综合影响[J]. 草业学报, 2020, 29(5): 109 - 120.
- [61] 孟祥坤, 于新, 朱超, 等. 解磷微生物研究与应用进展[J]. *华北农学报*, 2018, 33(S1): 208 - 214.
- [62] Saito K, Vandamme E, Johnson J M, et al. Yield-limiting macronutrients for rice in sub-saharan Africa[J]. *Geoderma*, 2019, 338: 546 - 554.
- [63] Wissuwa M, Gonzalez D, Watts-Williams S J. The contribution of plant traits and soil microbes to phosphorus uptake from low-phosphorus soil in upland rice varieties[J]. *Plant and Soil*, 2020, 448(1-2): 523 - 537.
- [64] 常娜, 张雪娇, 马璐璐, 等. 微生物菌剂对小麦生长及土传病害预防效果的影响[J]. 作物杂志, 2017, (1): 155 - 160.
- [65] Wang W, Shi J, Xie Q, et al. Nutrient exchange and regulation in arbuscular mycorrhizal symbiosis[J]. *Molecular Plant*, 2017, 10(9): 1147 - 1158.
- [66] Jiang Y, Wang W, Xie Q, et al. Plants transfer lipids to sustain colonization by mutualistic mycorrhizal and parasitic fungi[J]. *Science*, 2017, 356(6343): 1172 - 1175.
- [67] Shi J, Zhao B, Jin R, et al. A phosphate starvation response-regulated receptor-like kinase, OsADK1, is required for mycorrhizal symbiosis and phosphate starvation responses[J]. *The New Phytologist*, 2022.
- [68] 王瑾, 韦彩会, 何铁光, 等. 解磷微生物对岩溶区玉米生长及土壤有效磷利用的影响[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(1): 116 - 118.
- [69] 张彦丽, 谷思玉, 曾祥书, 等. 低磷土壤接种微生物壮秧剂对水稻秧苗吸收氮磷钾的影响[J]. 中国农学通报, 2007, (7): 370 - 374.
- [70] 张淑红. 兼溶5种难溶磷的溶磷细菌筛选及其对花生的促生作用[J]. 河南农业科学, 2015, 44(11): 58 - 61 + 72.
- [71] 叶小梅, 何加骏, 王小妹. 一株土生克雷伯氏菌接种对黑麦草生长及磷吸收的影响[J]. 江苏农业科学, 2008, (2): 164 - 166.
- [72] 赵冬青, 姚拓, 马文彬, 等. 溶磷菌和根瘤菌混合菌剂对苜蓿苗期生长的影响[J]. 中国草地学报, 2015, 37(5): 57 - 61.
- [73] 塔娜, 那日苏, 王海, 等. 内蒙古苏尼特右旗草原土壤营养元素有效态含量分析[J]. 草业学报, 2013, 22(5): 37 - 43.
- [74] 林先贵. 土壤微生物研究原理与方法[M]. 土壤微生物研究原理与方法, 2010.
- [75] 吴苗. 微生物菌剂对毛乌素沙地土壤和植物的影响研究[D]. 北京林业大学, 2020.
- [76] Pellegrino E, Bedini S. Enhancing ecosystem services in sustainable agriculture: Biofertilization and biofortification of chickpea (*Cicer arietinum* L.) by arbuscular mycorrhizal

- fungi[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 68: 429 – 439.
- [77] 赵宁亚, 张 明. 微生物菌剂对盐碱土生物修复研究进展[J]. *安徽农学通报*, 2013, 19(Z1): 22 – 24.
- [78] 温康文, 孙水裕, 舒生辉. 嗜碱微生物及其工业应用的研究进展[J]. *广东化工*, 2007, (4): 51 – 53.
- [79] 李 丽. 嗜盐微生物的分离、分类及应用研究[D]. 河北大学, 2001.
- [80] 杨劲松. 中国盐渍土研究的发展历程与展望[J]. *土壤学报*, 2008, (5): 837 – 845.
- [81] 刘 健, 李 俊, 葛 诚. 微生物肥料作用机理的研究新进展[J]. *微生物学杂志*, 2001, (1): 33 – 36 + 46.
- [82] 汪立梅, 桂 丕, 李化山, 等. 改良剂与微生物菌剂联合施用对盐碱地土壤和耐盐植物的影响[J]. *江苏农业科学*, 2018, 46(17): 264 – 269.
- [83] 顾惠敏, 陈波浪, 孙 锦. 菌根化育苗基质对不同盐渍化土壤盐分及养分的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2020, (4): 41 – 49.
- [84] 冯希环, 刘维信, 李 敏. 盐胁迫下丛枝菌根真菌对生菜生长和生理特性的影响[J]. *青岛农业大学学报(自然科学版)*, 2016, 33(4): 242 – 246.
- [85] 史文娟, 杨军强, 马 媛. 旱区盐碱地盐生植物改良研究动态与分析[J]. *水资源与水工程学报*, 2015, 26(5): 229 – 234.
- [86] 杨圣秋. 混合接种AMF和根瘤菌对紫花苜蓿耐碱能力的影响[D]. 东北农业大学, 2018.
- [87] 张 静, 王 清, 李晓茹, 等. 利用硫氧化细菌改良盐碱土[J]. *吉林大学学报(地球科学版)*, 2009, 39(1): 147 – 151.
- [88] 揣泽尧, 王冬梅. 菌根真菌增强植物抗盐碱胁迫能力的研究进展[J]. *华北农学报*, 2010, 25(S2): 254 – 258.
- [89] Zhang Y F, Wang P, Yang Y F, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi improve reestablishment of *Leymus chinensis* in bare saline-alkaline soil: Implication on vegetation restoration of extremely degraded land[J]. *Journal of Arid Environments*, 2011, 75(9): 773 – 778.
- [90] Eapen S, Singh S, D'souza S F. Advances in development of transgenic plants for remediation of xenobiotic pollutants[J]. *Biotechnology Advances*, 2007, 25(5): 442 – 451.
- [91] Hussain S, Devers-Lamrani M, SPOR A, et al. Mapping field spatial distribution patterns of isoproturon-mineralizing activity over a three-year winter wheat/rape seed/barley rotation[J]. *Chemosphere*, 2013, 90(10): 2499 – 2511.
- [92] Sun J Q, Huang X, Chen Q L, et al. Isolation and characterization of three *Sphingobium* sp strains capable of degrading isoproturon and cloning of the catechol 1, 2-dioxygenase gene from these strains[J]. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 2009, 25(2): 259 – 268.
- [93] Ma Y, Prasad M N V, Rajkumar M, et al. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils[J]. *Biotechnology Advances*, 2011, 29(2): 248 – 258.
- [94] 朱剑飞, 李铭红, 谢佩君, 等. 紫花苜蓿、黑麦草和狼尾草对Cu、Pb复合污染土壤修复能力的研究[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(2): 303 – 313.
- [95] 李韵诗, 冯冲凌, 吴晓芙, 等. 重金属污染土壤植物修复中的微生物功能研究进展[J]. *生态学报*, 2015, 35(20): 6881 – 6890.
- [96] Babu A G, Reddy M S. Dual inoculation of arbuscular mycorrhizal and phosphate solubilizing fungi contributes in sustainable maintenance of plant health in fly ash ponds[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2011, 219(1-4): 3 – 10.
- [97] Glick B R. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation[J]. *Biotechnology Advances*, 2010, 28(3): 367 – 374.
- [98] Glick B R, Todorovic B, Czarny J, et al. Promotion of plant growth by bacterial ACC deaminase[J]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 2007, 26(5-6): 227 – 242.
- [99] Kuffner M, De Maria S, Puschenreiter M, et al. Culturable bacteria from Zn- and Cd-accumulating *Salix caprea* with differential effects on plant growth and heavy metal availability[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2010, 108(4): 1471 – 1484.
- [100] Lebeau T, Braud A, Jézéquel K. Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 153(3): 497 – 522.
- [101] Luo S L, Chen L, Chen J L, et al. Analysis and characterization of cultivable heavy metal-resistant bacterial endophytes isolated from Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their potential use for phytoremediation[J]. *Chemosphere*, 2011, 85(7): 1130 – 1138.
- [102] 李 艺, 王炳森, 黄媛媛, 等. 肠杆菌对蓼科植物镉污染土壤修复机理研究[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(2): 304 – 312.
- [103] Souza M P, Huang C P A, Chee N, et al. Rhizosphere bacteria enhance the accumulation of selenium and mercury in wetland plants[J]. *Planta*, 1999, 209(2): 259 – 263.
- [104] 王 立, 安广楠, 马 放, 等. AMF对镉污染条件下水稻抗逆性及根际固定性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(10): 1882 – 1889.
- [105] Abdelkrim S, Jebara S H, Saadani O, et al. Potential of efficient and resistant plant growth-promoting rhizobacteria in lead uptake and plant defence stimulation in *Lathyrus sativus* under lead stress[J]. *Plant Biology*, 2018, 20(5): 857 – 869.
- [106] 李 丹. 耐铅、镉真菌的筛选鉴定及促进芦苇修复污染土壤的效果分析[D]. 齐齐哈尔大学, 2016.
- [107] Wani P A, Khan M S. *Bacillus* species enhance growth parameters of chickpea (*Cicer arietinum* L.) in chromium stressed soils[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2010, 48(11): 3262 – 3267.
- [108] 张 森. 内生菌及根际菌对植物修复铬污染土壤促进作用的研究[D]. 哈尔滨工业大学, 2013.
- [109] Ghosh P, Rathinasabapathi B, Ma L Q. Arsenic-resistant bacteria solubilized arsenic in the growth media and increased growth of arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(19): 8756 – 8761.
- [110] Adediran G A, Ngwenya B T, Mosselmans J F W, et al.

- Mechanisms behind bacteria induced plant growth promotion and Zn accumulation in *Brassica juncea*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 283: 490 – 499.
- [111] 高玉倩. 铅锌尾矿植物和微生物联合修复技术研究[D]; 河北联合大学, 2012.
- [112] Xu C, Chen X, Duan D, et al. Effect of heavy-metal-resistant bacteria on enhanced metal uptake and translocation of the Cu-tolerant plant, *Elsholtzia splendens*[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(7): 5070 – 5081.
- [113] 康 薇. 微生物—蓖麻联合修复铜污染土壤的机理与应用研究[D]; 中国地质大学, 2014.
- [114] Weyens N, Croes S, Dupae J, et al. Endophytic bacteria improve phytoremediation of Ni and TCE co-contamination[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(7): 2422 – 2427.
- [115] Khan W U, Yasin N A, Ahmad S R, et al. Role of Ni-tolerant bacillus spp. and *Althea rosea* L. in the phytoremediation of Ni-contaminated soils[J]. *Int J Phytoremediation*, 2017, 19(5): 470 – 477.
- [116] 傅婉秋, 谢星光, 戴传超, 等. 植物-微生物联合对环境有机污染物降解的研究进展[J]. *微生物学通报*, 2017, 44(04): 929 – 939.
- [117] Afzal M, Khan Q M, Sessitsch A. Endophytic bacteria: Prospects and applications for the phytoremediation of organic pollutants[J]. *Chemosphere*, 2014, 117: 232 – 242.
- [118] 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.
- [119] 武耐英, 高 伟, 黄红林, 等. 菌根真菌影响土壤有机污染物降解机理的研究进展[J]. *中国水土保持*, 2010, (1): 31 – 34 + 60.
- [120] 周利承, 曹梦珂, 郑晨露, 等. 接种丛枝菌根真菌对紫花苜蓿修复石油污染土壤的潜在作用[J]. *应用与环境生物学报*, 2020, 26(05): 1129 – 1137.
- [121] 戴青松, 韩锡荣, 黄 浩, 等. 根际微生物对土壤有机物修复现状和发展[J]. *环境科技*, 2014, 27(1): 71 – 74.
- [122] Muratova A, Dubrovskaya E, Golubev S, et al. The coupling of the plant and microbial catabolisms of phenanthrene in the rhizosphere of *Medicago sativa*[J]. *Journal of Plant Physiology*, 2015, 188: 1 – 8.
- [123] 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).
- [124] 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.
- [125] 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.
- [126] Adesemoye A O, Kloepper J W. Plant-microbes interactions in enhanced fertilizer-use efficiency[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2009, 85(1): 1 – 12.
- [127] Francioli D, Schulz E, Buscot F, et al. Dynamics of soil bacterial communities over a vegetation season relate to both soil nutrient status and plant growth phenology[J]. *Microbial Ecology*, 2018, 75(1): 216 – 227.
- [128] Kuppireddy V S, Uversky V N, Toh S S, et al. Identification and initial characterization of the effectors of an anther smut fungus and potential host target proteins[J]. *International journal of Molecular Sciences*, 2017, 18(11): 2489.
- [129] Vainberg S, Condee C W, Steffan R J. Large-scale production of bacterial consortia for remediation of chlorinated solvent-contaminated groundwater[J]. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 2009, 36(9): 1189 – 1197.
- [130] Rho H, Hsieh M, Kandel S L, et al. Do Endophytes Promote Growth of Host Plants Under Stress? A Meta-Analysis on Plant Stress Mitigation by Endophytes[J]. *Microbial Ecology*, 2017, 75(2): 407 – 418.

Advances in Plant-microbial Combined Remediation of Chemically-degraded Soils

XIANG Chun-yu^{1,3}, LUO Dong-yuan^{1,2*}, GUO Li^{1,3}, DU Jun-yan², LIU Shi-bin^{1,3}, PU Sheng-yan^{1,3}
(1. *Institute of Ecological Environment, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China*; 2. *Guangxi Research Academy of Environmental Sciences, Soil Environment Research Center, Nanning 630022, China*; 3. *State Key Laboratory of Geohazard Prevention and Geoenvironment Protection, Chengdu 610059, China*)

Abstract: Soil chemical degradation is a serious threat to human survival and has become one of the most serious global problems. In order to increase food production, to slow down the rate of biodiversity decline and curb climate change, it is imperative to reverse the global trend of soil chemical degradation. Bioremediation is an environmentally friendly and cost-effective remediation strategy, and is becoming an important method for improving and restoring chemically degraded soils. In particular, plant-microbial combined remediation can make up for the shortcomings of single remediation methods and significantly improve the remediation efficiency of chemically degraded soils, which has broad application prospects. However, the plant-microbial combined remediation technology has different effects, mechanisms and influencing factors for different types of chemically-degraded soils. This paper reviews the causes, distribution and hazards of three major types of chemical degradation: soil nutrient deficiency, salinization and pollution, and discusses the effectiveness, intrinsic mechanisms and influencing factors of combined plant-microbial remediation in the management of three types of chemical degradation. For soil nutrient deficiency, microorganisms can enhance the nutrient utilization efficiency, strengthen nitrogen fixation and phosphorus solubilization, and increase soil fertility by stimulating plant roots and releasing secretions; The addition of saline-tolerant microorganisms that can adapt to extreme environments in salinized soils can improve plant uptake and utilization of salts by ameliorating soil structure and increasing nutrient availability. Microbial inoculation into contaminated soils can optimize rhizosphere environment, weaken the depressing effect of contaminants on plants and establish a mutual symbiotic relationship with plants, which finally improve the contaminant adsorption and degradation efficiency. In summary, large progresses have been made in plant-microbial remediation of chemically-degraded soil, providing theoretical references to achieve green, high-efficient, sustainable remediation of degraded soils.

Key words: Soil chemical degradation; Plant-microbial combined remediation; Remediation mechanisms

[责任编辑: 高晓丹]