

# 植物修复重金属污染土壤研究进展

马永和, 许瑞, 王丽敏, 李科, 尹哲, 孙志轩, 杨永斌, 李骞\*

中南大学 资源加工与生物工程学院, 湖南 长沙 410083

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 1001-0076(2021)04-0012-11  
DOI: 10.13779/j.cnki.issn1001-0076.2021.04.002

**摘要** 土壤重金属污染已是全球性环境问题。因此,修复重金属污染土壤对于降低重金属毒害风险、维护环境健康和恢复生态意义重大。与其他土壤重金属污染修复技术相比,植物修复因其绿色环保、成本低廉,操作简单等优点受到广泛关注。本文概述了植物修复技术的主要作用方式,讨论了微生物法、化学法和物理法协同植物修复的作用机制和研究现状,并对重金属污染土壤的植物修复及联合修复法未来的研究方向进行了展望,以期为这一绿色技术的广泛应用提供参考。

**关键词** 重金属污染土壤;植物修复;联合修复;作用机制

## 引言

随着工业化与农业化的快速发展,土壤中重金属排放量日益增加,土壤重金属污染已成为全球性环境问题<sup>[1]</sup>。就我国而言,土壤重金属污染局面十分严峻。据我国自然资源部报告,2020年我国重金属污染土壤面积已经约为2 000万 $\text{hm}^2$ ,达到了耕地用地的10%以上<sup>[2]</sup>。重金属是指密度大于 $4.5\text{ g/cm}^3$ 的金属,对于生物体而言,重金属可分为必需和非必需两类,如Zn、Mn、Ni、Cu、Mo等是生物体生长发育所必需的微量元素,这些元素在生物体的许多生理过程中发挥关键作用,如参与光合作用中的电子传递,参与呼吸作用及作为许多共轭酶的激活剂<sup>[3,4]</sup>。非必需元素主要有Pb、Cd、Hg、Cr、As等,它们对生物体具有高毒性<sup>[5,6]</sup>。例如,重金属会影响土壤微生物群落的组成、结构、功能、生物量和多样性等<sup>[7]</sup>,且可通过食物链生物放大后进入人体,进而危害人体健康<sup>[8]</sup>,长期食用受重金属污染的食物会导致人类DNA修复基因和代谢酶的突变<sup>[9,10]</sup>,增加食道、血液、肾脏、神经系统、心脑血管和泌尿系统疾病的发病率,诱发癌症、器官衰竭等<sup>[11,12]</sup>。相较于有机污染物,重金属不能被生物降解,在自然界可以持续存在20年以上<sup>[13]</sup>,导致重金属在环境中不断积累,对人类和生态安全构成了严重威胁。因此,重

金属污染土壤治理迫在眉睫。

土壤修复方法主要包括物理修复法、化学修复法和生物修复法。物理修复法包括客/换土法、玻璃化、固化法等,物理修复法具有适用范围广、彻底、高效的优点,但存在实施工程量大、破坏土壤结构、成本昂贵、能耗高等不足。化学修复法主要包括氧化、还原、吸附、沉淀、聚合、络合等,其具有周期短、可用于处理各种污染物等优点,但化学修复法容易产生二次污染物,扰动土壤理化性质,改变原生微生物群落。生物修复法包括微生物修复法、动物修复法和植物修复法,微生物修复法具有成本低、对土壤扰动小的优点,但仅适用于低浓度重金属污染土壤,且易受环境影响。动物修复法能够改良土壤、增强土壤肥力,但体内积累大量重金属的动物会不断迁移,进而需对其妥善处理。虽然上述几种方法均取得了一定的治理成效,但基于以上明显不足,导致其难以规模化应用。因此,发展可持续土壤修复技术十分重要。近年来,植物修复作为一种经济有效、绿色环保的技术已得到广泛研究<sup>[14,15]</sup>。植物修复主要是利用对重金属具有较强富集能力的植物(“超积累植物”)对重金属的积累行为,来吸收或稳定土壤中的重金属<sup>[16]</sup>,主要包括植物提取、植物挥发、植物稳定、植物降解等<sup>[17,18]</sup>。植物修复技术治理重金属污染土壤的效率主要取决于植物生物量及其对重金属

收稿日期:2021-04-10

基金项目:湖南省重点研发(2020SK2125);国家重点研发计划(2018YFE0110200)

作者简介:马永和(1996-),男,甘肃平凉人,硕士研究生,研究方向:植物修复矿区重金属污染土壤,E-mail: 205611067@csu.edu.cn。

通信作者:李骞(1975-),男,甘肃平凉人,博士,教授,研究方向:土壤修复及矿产资源综合利用。E-mail: esuliqian@126.com。

富集能力<sup>[19]</sup>。起初超积累植物是指茎叶(干重)中 Ni 含量大于 1 000 mg/kg 的植物<sup>[20]</sup>,后来研究发现其对 Co、Cr、Ni、Cu、Pb 的积累量一般在 1.0 mg/kg 以上,对 Mn、Zn 的积累量一般在 10 mg/kg 以上<sup>[21、22]</sup>,然而,野生超积累植物普遍存在生长周期长、生物量较小等缺陷,且土壤中重金属种类、形态、含量均会影响植物的耐受性和修复效率,这严重制约了植物修复技术在重金属污染土壤修复方面的应用。另外,单一植物修复技术难以修复多重金属污染土壤,需要与其他修复技术相结合。本文概述了植物修复技术的主要作用方式,讨论了提高植物修复重金属污染土壤效率的不同策略,并对未来的研究方向进行了展望,以期为这一绿色技术的广泛应用提供参考。

## 1 植物修复技术

植物修复(Phytoremediation)是指利用植物对重金属的提取、转化、固定、挥发等机制来修复重金属污染土壤。相较于其他修复技术,植物修复更加绿色环保,是一种可持续的原位土壤治理技术<sup>[23]</sup>,且植物修复与其他修复技术联合应用可以显著提高重金属污染土壤的治理水平<sup>[24]</sup>。植物修复技术的关键在于植物对重金属的积累和转运,研究重金属在植物体内的积累和转运机制对于提高植物修复效率至关重要。植物体对重金属的积累能力可由生物富集因子(BF)来计算,BF 定义为:

$$BF = C_p / C_s \quad (1)$$

式中, $C_p$  表示植物体重金属浓度, $C_s$  表示土壤中重金属浓度<sup>[25-27]</sup>。BF 越大,植物对重金属的积累能力越强。植物体转运重金属能力用转运因子(TF)来评价,TF 定义为:

$$TF = C_s / C_r \quad (2)$$

式中 $C_s$ 、 $C_r$  分别表示茎部和根部金属浓度。当 TF > 1 时,植物可将重金属从根转运至茎部,TF < 1 时植物根系优先积累重金属。大多数情况下,土壤中重金属首先穿过植物根部表皮进入植物体内,由植物体的离子通道转运至茎叶等组织,最后储存在茎叶细胞的细胞壁和液泡部位。例如,Cd 在植物体内的转运是通过  $Cd^{2+}$  通道从根转运到茎<sup>[28]</sup>。此外,植物顶端生长细胞和弥漫性生长细胞可以形成较厚的细胞壁间果胶,为重金属在植物体内积累创造了额外空间<sup>[29、30]</sup>。植物不同部位对重金属的积累能力不同,一般来讲植物嫩枝难以积累重金属,但有部分植物嫩枝能积累少量重金属,主要原因是部分生态类型植物根系可以分泌有机酸、羧酸等与土壤中酸溶性、水溶性重金属形成复合物,增加了重金属生物利用度,更容易被根系吸收,如土壤中 Cd 可以与植物分泌的有机酸形成复合物进

入植物体内,Cd 进一步释放到植物木质部,最后转运到嫩枝<sup>[30-33]</sup>,且有研究表明,许多种植物的木质部对于 Cd 从根部向嫩枝的转运至关重要<sup>[34]</sup>。

根据植物积累和转运重金属的不同机制,将植物修复技术分为植物提取、植物挥发、植物稳定和植物降解,上述植物修复方式均能在一定程度上修复重金属污染土壤。然而,植物修复效率还受到土壤理化性质、微生物群落结构等因素的影响<sup>[24]</sup>。

### 1.1 植物提取

植物提取是最常见的植物修复技术之一,植物提取(又称植物萃取)是指利用植物根系从土壤中吸收重金属,并将其转移、积累至地上植物体(芽、叶等)中的技术。植物提取分为自然植物提取技术和化学诱导植物提取技术<sup>[35]</sup>。自然植物提取技术是指利用植物对重金属的天然富集能力来提取土壤中重金属<sup>[36]</sup>,其主要优点是流程简单、成本小,但重金属提取效率较低。相较于自然植物提取,化学诱导植物提取通过添加化学改良剂在植物根际,与根际土壤重金属形成螯合物,来促进植物对重金属的提取,因而具有提取效率高、重金属去除量大的优点<sup>[37]</sup>。

植物提取土壤重金属的一般过程为:(1)植物根际活化吸附重金属;(2)重金属通过细胞膜进入植物根部细胞;(3)少部分重金属由根部质外体途径和共质体途径短距离运输至中柱;(4)大部分可流动重金属进入木质部;(5)木质部及韧皮部负载重金属转运至茎、叶等组织<sup>[38]</sup>,此过程基于植物对重金属的超耐受性。此外,植物对重金属的超耐受性和重金属向茎、叶等组织的转运对植物提取过程非常关键<sup>[39、40]</sup>。研究发现,重金属经植物木质部负载向地上组织的转运是由转运蛋白介导的<sup>[41]</sup>,这些转运蛋白主要有阳离子扩散蛋白(CDF)、锌调节转运蛋白(ZRTP)、铁调节转运蛋白(IRTP)、自然抗性巨噬细胞蛋白等<sup>[42]</sup>,大多存在于细胞膜上或细胞质内。植物对重金属具有超耐受性的原因是其自身解毒机制,为减轻重金属的毒性作用,植物自身代谢过程能够将重金属隔离到液泡中,且植物体内存在一些天然螯合物如植物螯合素(PCS)、谷胱氨酸(GSH)和金属硫蛋白(MT)被认为是金属螯合到液泡的最佳螯合配体,这些螯合物也是植物体重金属排毒系统的主要组成部分<sup>[24]</sup>。由此可见,植物提取重金属的关键步骤与植物自身生理特性密切相关,所以用于植物提取技术的植物应具有生长周期短、生物量大、根系发达、耐受性强和能够储存高浓度重金属的特性。超积累植物可以在被重金属污染的土壤中旺盛生长,其组织结构中积累的重金属含量也远高于其他植物的 100 倍,并且几乎不受重金属的毒性影

响<sup>[22]</sup>。

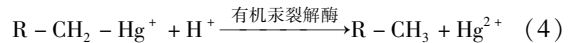
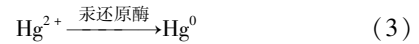
植物提取效率受其生长周期、基因型等影响。此外,植物生长还受到气候、温度、盐度、土壤 pH 值、有机质含量、土壤微生物、重金属浓度等因素的影响。因此,为了提高植物提取土壤重金属的效率,需深入研究植物富集能力、植物基因组和代谢机制、土壤理化性质及微生物群落结构之间的耦合机制。He 等<sup>[43]</sup>研究了蓖麻幼苗对 Cd 和 Zn 的富集能力,并进一步探讨了重金属在不同组织亚细胞组分中的分布积累机制。检测生物量与叶绿素含量表明,蓖麻幼苗对 0~5 mg/kg Cd 和 380 mg/kg Zn 具有较好的耐受能力;此外 Cd、Zn 在蓖麻幼苗亚细胞的积累和分布中,Cd (27.1%~69.4%)和 Zn (39.6%~66.6%)在细胞壁中积累和分配最多,细胞壁上的羟基、氨基、酰胺和羧基官能团可能是 Cd 和 Zn 的主要结合位点。Zhang 等<sup>[44]</sup>研究了拟南芥、碱蓬提取不同水平 Cd、Pb、Mn 时对土壤 pH 和酶活性的影响,发现拟南芥和碱蓬的鲜重、光合色素含量随 Cd、Pb 和 Mn 浓度增加而降低,与拟南芥相比,碱蓬对 Cd、Pb 和 Mn 的耐受性较强;引入两种植物导致土壤 pH 值较初始 pH 值变化了 0.5~0.8,且土壤过氧化氢酶活性随重金属处理浓度增加而降低,可见植物提取土壤重金属会引起土壤理化性质变化。

综上所述,植物提取技术的突出优点是将土壤中的重金属转移至植物生物量中,治理土壤污染问题的同时可进一步回收重金属。以往关于植物提取技术治理土壤的研究多针对低浓度重金属污染土壤,对于高浓度复杂重金属污染土壤治理涉及较少,其原因是当重金属浓度过高时,超过植物的耐受度,植物对重金属解毒能力遭到破坏,导致植物无法存活。未来对于植物提取技术的研究应重点关注高浓度复杂重金属污染土壤,增强多金属胁迫下植物的解毒与耐受能力,提高植物对重金属的提取水平。

## 1.2 植物挥发

植物挥发与植物吸取紧密相连,植物挥发技术的原理是植物利用根系分泌物或根际微生物作用来吸取、积累土壤中的污染物,并将其转化为毒性较小、易挥发形态,最后利用植物蒸腾作用释放到大气中。目前植物挥发技术主要用于修复含 Hg、Se、As 污染的土壤,这三种重金属在植物体内的形态转化都有特定机制,每种机制受植物体内特定的基因调控,然而野生植物体内调控重金属形态转化的基因较少。研究发现,利用分子生物学技术将细菌体内的基因转导到植物体细胞中表达能增强植物挥发重金属的能力。就 Hg 而言,由于汞的高反应性,土壤中的汞主要以  $Hg^{2+}$  形式存在, $Hg^{2+}$  在厌氧细菌作用下会转化为甲基汞,对环境

危害极大。当植物根系吸收  $Hg^{2+}$  后,将细菌体内编码汞还原酶的 *MerA* 基因转导至植物细胞中,其表达合成的汞还原酶能将  $Hg^{2+}$  还原为  $Hg^0$ ,反应如(3)所示, $Hg^0$  再经木质部转运至植物茎、叶等组织表面蒸腾挥发至大气中<sup>[41]</sup>。另外,将细菌体内编码有机汞裂解酶的 *MerB* 基因整合到植物基因上,其表达产生的有机汞裂解酶能催化碳-汞键的质子分解,并且反应生成一种低毒性的无机物和  $Hg^{2+}$ ,如反应 4 所示, $Hg^{2+}$  再由汞还原酶转化为  $Hg^0$ 。



利用转导细菌 *MerA* 基因的植物挥发修复技术已有成功的先例。研究发现拟南芥、花生、叶杨、米草、绿藻等,用 *MerA* 基因修饰后,可以对高达 0.04~100 mM 的  $Hg^{2+}$  具有抗性<sup>[45]</sup>。Heato 等<sup>[46]</sup>在研究植物修复汞及甲基汞污染土壤过程中,将细菌中 *MerA* 基因植入拟南芥和烟草中表达,发现拟南芥和烟草可将高毒性 Hg(II) 转化为低毒性 Hg(0),并将其从表面挥发出来,且转基因植株 Hg(0) 挥发量是未植入 *MerA* 基因对照植株的 3~4 倍<sup>[47]</sup>。此外,Liphadzi 等<sup>[48]</sup>认为植物蒸腾速率会影响植物挥发的效果。植物挥发 Se 的主要机制是无机硒同化为有机硒氨基酸、硒半胱氨酸及硒硫氨酸,后者再被生物乙基化形成二甲基化合物,二甲基硒化物易挥发<sup>[49]</sup>,如芸苔属植物 *juncea* 能有效去除土壤中的硒<sup>[50]</sup>。目前关于植物挥发修复 As 的报道较少,其挥发机制可能是形成甲基砷化物。

植物挥发修复技术只是把污染物从土壤转移到大气中,挥发性污染物在大气中不断分散和稀释,短时间内不会对土壤造成危害,但是污染物状态无法跟踪控制,其随气流循环运动迁移,经长时间沉积可能会对土壤造成二次污染,所以监测污染物在大气中的迁移状态对于植物挥发技术的应用非常重要。

## 1.3 植物稳定

植物稳定又称植物固定,主要是指植物根系积累、吸附、沉淀土壤中的重金属,从而降低其流动性和生物利用度,限制其浸出进入地下水和食物链中<sup>[24,51]</sup>,植物稳定的另外一个作用是减少土壤水土流失。植物稳定技术广泛应用于修复受 Zn、Pb、Cd、Mn、Cu、Cr、Fe、As、Ni 等金属污染的废弃矿区<sup>[52-54]</sup>,且植物对这几类金属的稳定具有特异性,如芦苇和香蒲对 As 和 Hg 稳定效果良好,对其他金属几乎不起作用<sup>[55]</sup>,欧洲常见植物羊茅 (*Festuca*) 和农茅 (*Agrostis*) 仅对 Cu、Zn、Pb 污染土壤具有稳定效果<sup>[56]</sup>,另外,赤斑草对土壤中 Cd、Zn、Pb 的稳定效果十分显著<sup>[57]</sup>。此外,农业禾本科植

物柳树对重金属耐受性较高,其具有发达的植物组织和较强的蒸腾作用,被认为是理想的重金属稳定植物<sup>[58]</sup>。

当土壤污染退化严重时,仅用植物稳定技术难以修复,因而需要施加一些强化措施,例如向土壤中添加改良剂来改善土壤的理化特性。目前研究的主要改良剂有黏土矿物、有机质、磷肥、有机堆肥、生物炭、活性炭、硅藻土、玉髓石、白云石、石灰石、骨粉、底灰、炉渣和赤泥等<sup>[59,60]</sup>。土壤改良剂能有效促进植物对土壤中重金属的稳定。Perez - Esteban 等<sup>[61]</sup>将有机堆肥施加到种植芸苔的矿区土壤中,测定芸苔生物量及根、茎中重金属含量,结果表明,与未改良土壤相比,施加有机肥降低了土壤重金属含量(Cu 减少了 10% ~ 50%, Zn 减少了 40% ~ 80%)、增加了芸苔生物量(根系生物量增加 3 ~ 30 倍)。可见有机肥由于其高 pH 和有机的贡献,显著提高土壤肥力,促进植物生长,促使植物根系稳定重金属。Pavel 等<sup>[62]</sup>研究了赤泥对芒草修复污染土壤的影响,发现赤泥能降低土壤中 Zn、Cd、Pb 的可交换态和有效态,从而增强芒草的修复效果。

植物稳定技术与植物挥发技术相似,根本区别在于重金属污染物的存在状态不同,植物挥发技术将重金属挥发至大气中,而植物稳定技术将重金属固定在根际,其优点是植物根部能有效阻止重金属渗透扩散至地下水。然而无论施加强化措施与否,植物稳定技术都不能降低土壤中重金属浓度,仅是将重金属转化为低毒性形态并阻止其迁移,减少了重金属对附近介质区域的污染。

#### 1.4 植物降解

植物降解又称植物转化,其原理是植物通过根系分泌物将污染物降解或转化为对环境友好的状态,植物降解主要针对大部分复杂有机分子和少数重金属污染物<sup>[63]</sup>。植物根系降解的关键是根系分泌物,其主要包括糖、氨基酸、天然不饱和脂肪酸、核苷酸、黄酮、蛋白质等不同混合物,根系分泌物为根际微生物提供了所需的能源,促使根际微生物的种群结构发生演变,进而增强植物和微生物对土壤中污染物的生物降解作用。植物根系也能扩大土壤空气循环、引导土壤湿度变化,为土壤污染物的生物降解提供了适宜条件<sup>[64]</sup>。植物对于重金属污染物的降解与自身代谢活动有关,某些植物的新陈代谢活动能将重金属降解或矿化,如 Isabel Caador 等<sup>[65]</sup>研究发现植物 *H. portulacoides* 可以将高毒性的 Cr(VI) 还原为毒性较小的 Cr(III)。

综上所述,植物修复是一种有效、无二次污染的重金属污染土壤修复技术,将超积累植物种植在重金属污染土壤上,植物或通过提取作用将重金属富集在体

内;或通过蒸腾代谢作用将 Hg、Se 等挥发为低毒性形态;或利用根系吸附、沉淀重金属,来降低土壤中重金属的流动性和生物利用度;或通过矿化作用降解重金属污染物。土壤重金属成分复杂,植物修复重金属污染土壤的过程并非一种机制作用,而是几种机制共同作用的结果。植物修复技术也有一些局限性:(1) 土壤重金属纵向分布不均,植物修复难以治理不同深度重金属污染土壤;(2) 植物对多金属复合污染适应性差,修复效率低,且无法同步修复多金属污染土壤。为解决单一植物修复技术的局限性,从超积累植物的生长习性和土壤环境出发,考虑根际微生物活动与植物之间相互作用、化学物质对土壤的改良作用以及物理法对重金属离子迁移的影响,利用微生物协同、化学法联合、物理法辅助植物修复技术,既保留了单一植物修复的优势,又强化了重金属污染土壤的修复效果。

## 2 微生物—植物联合修复技术

土壤微生物种类繁多,1 g 土壤中通常有超过  $10^{10}$  个微生物,其在土壤中的分布受成土环境和土层深度的影响<sup>[66]</sup>。土壤中重金属的迁移循环与微生物活动息息相关。重金属生物有效性是影响植物修复效率的关键因素,在重金属污染土壤中,微生物群落变化、微生物与植物根际之间的相互作用以及微生物的分泌物都会影响重金属的生物有效性。土壤微生物常与植物互利共生,植物根际的富营养分泌物能刺激微生物群体生长,微生物能够为植物提供理想的土壤环境,增强植物的抗逆性、辅助植物吸收土壤中水分和矿物质、促使植物分泌激素、缩短植物生长周期。参与植物修复的土壤微生物主要有根际细菌和根际真菌,根际细菌协同植物修复的主要作用是改变土壤 pH、分泌螯合剂、促进氧化/还原反应等<sup>[67]</sup>。Pires 等<sup>[68]</sup>研究发现,重金属污染场地的细菌种群主要有厚壁菌门、放线菌门和变形菌门,其最具代表性的属为芽孢杆菌属、节杆菌属和假单胞菌属,另外一些内生细菌如小单孢菌、鲍曼不动杆菌等<sup>[69,70]</sup>也具有较好的耐重金属性。

同样,在重金属污染矿区中也经常报道有真菌存在,主要为担子菌门和子囊菌门,其中担子菌门占到 86%<sup>[71]</sup>。丛枝菌根真菌(AM 真菌)也是矿区土壤中常见的微生物,其能够促进植物对氮、磷和钾的溶解和吸收,增强植物对重金属胁迫的抗性,是协同植物修复的优良菌种。Ovaïd Akhtar 等<sup>[72]</sup>研究了接种 AM 真菌对番茄修复 Cr 污染土壤的影响,结果表明 AM 真菌能显著改良土壤,提高土壤肥力。接种 AM 真菌后番茄生物量得到明显提高,同时 AM 真菌促进了番茄对 Cr 的提取。

宏观上微生物协同植物修复效率受到重金属生物

有效性的影响。重金属的生物有效性由其化学形态决定,在污染土壤中重金属常与有机或无机成分结合,生物有效性较低<sup>[67]</sup>。一方面微生物的代谢分泌物(有机酸等)能够氧化、还原、酸化重金属,增强其生物有效性,促进植物对重金属的提取<sup>[73]</sup>;另一方面细菌胞外聚合物能与重金属强烈结合形成螯合物,降低重金属的生物利用度,达到稳定重金属的效果<sup>[74]</sup>,如铁载体(Siderophores)是微生物在铁胁迫下分泌的胞外聚合物,铁载体可与Cd等重金属形成稳定的螯合物,Chen等<sup>[75]</sup>研究了Cd胁迫下的EG16菌株在植物修复中的应用潜力,发现EG16菌株能产生大量的铁载体,与Cd形成螯合物。

微观分子机制方面,植物细胞代谢过程需要充足的营养物质和部分金属元素,由于重金属与其他必需营养物质结构相似,重金属通常在膜转运蛋白的帮助下通过营养物质转运途径转移到根中<sup>[73]</sup>。植物基因组内包含大量特定表达为转运蛋白的基因,接种根际细菌能改变编码转运蛋白基因的表达模式,如向拟南芥接种枯草芽孢杆菌后,枯草芽孢杆菌释放的挥发性有机化合物能激活拟南芥的转录因子*FIT1*、*IRT1*和*FRO2*,调控转运蛋白基因的表达,使拟南芥组织对Cd和Fe的积累量增加<sup>[76]</sup>。同样,向东南景天接种内生荧光假单胞菌Sasm05菌株后,东南景天的生物量、Cd浓度、芽叶绿素浓度和酶活性显著增加,Sasm05菌株促进了*SaHMAs*(*SaHMA2*、*SaHMA3*和*SaHMA4*)基因的表达,增强了Cd由根向芽的转运,尤其是*SaRRT1*基因的表达,增加了拟南芥对Cd的吸收<sup>[77]</sup>。综上所述,根际微生物协同植物修复的作用机制有两种:(1)直接促进植物修复,微生物通过增强重金属生物有效性(促进植物提取)或降低重金属流动性(植物稳定);(2)间接促进植物修复,微生物通过增强植物耐重金属能力或增加植物生物量,来提高污染物去除率<sup>[78]</sup>。

近年来,随着超积累植物种类的不断发现及微生物协同植物修复的独特优势,由微生物介导的植物修复方法前景广阔。微生物协同植物修复技术已经得到了广泛应用,在治理单/多重金属污染土壤方面取得了显著成效。对于As污染土壤,细菌辅助蜈蚣草是最常见的联合修复模式,RAI Abou - Shanab等<sup>[70]</sup>研究了假单胞菌和蜈蚣草联合修复As污染土壤,结果表明,蜈蚣草对As吸收与否取决于As的价态,假单胞菌能促进As的氧化、还原,调整As的价态,促进蜈蚣草对As的提取。对于Cd污染土壤,Wu等<sup>[79]</sup>研究了植物促生细菌(PGPR)辅助东南景天对Cd的修复机制,结果表明,PGRR可以诱导东南景天形成更多的侧根,提高其对Cd的修复效率;He等<sup>[80]</sup>研究了两种Cd抗性芽孢杆菌(QX8、QX13)辅助龙葵修复污染土壤的效果,盆

栽试验表明,与未接种对照组相比,接种QX8和QX13增加了龙葵的芽干重和根干重,并显著增加了龙葵地上生物量中总Cd的含量(1.28~1.81倍),其原因是菌株改善了植物根际环境,增强了植物根际酶活性,促进了龙葵对Cd的提取。对于Pb污染土壤,黄杆菌可以释放吡啶乙酸来促进植物生长和分泌铁载体,从而提高Pb的去除率,假单胞菌可以增加Pb在植物根际的沉淀。

在修复多重金属污染土壤方面,Maite Ortúzar等<sup>[81]</sup>研究了从豆科植物中分离出来的小单胞菌辅助植物修复的效果,结果所有试验菌株都产生了不同量的针对As、Co、Cr、Hg、Ni的螯合物。此外,与对照组相比,接种GAR05、PSN13菌株在多种重金属胁迫下也能促进植物显著生长,增加植物的生物量。即使面对干旱地区复杂的多重金属土壤,微生物辅助植物修复也能发挥效用,Verónica Ramírez等<sup>[82]</sup>使用X荧光分析法研究了芽孢杆菌辅助金樱子树对墨西哥半干旱地区中重金属的修复效果,发现当土壤中Cr浓度为435 mg/kg时,未处理的金樱子树不积累Cr。使用16S rRNA测序技术筛选出的芽孢杆菌MH778713,其耐Cr量可达15 000 mg/L,接种MH778713菌株促进了金樱子树对Cr的吸收和积累。

综上所述,微生物协同植物修复是一种新型、环保的土壤治理技术,然而还无法大规模应用,主要原因有以下几点:(1)修复周期长;(2)高浓度重金属胁迫下微生物的存活与否会影响协同修复的效果;(3)治理复杂重金属污染土壤时效果微弱;(4)外来菌种适应性差,所以微生物协同植物修复技术还需进行进一步研究。

### 3 化学法 - 植物联合修复技术

化学法联合植物修复主要是利用化学试剂来辅助植物提取土壤中重金属或增强部分植物对重金属的稳定效果。化学调节剂可以结合重金属、调节土壤性质来提高重金属的迁移率,有效促进重金属在超积累植物中的积累,因此化学添加剂-植物修复组合是一种有效的土壤修复方法,而且植物修复重金属效率直接受到是否正确应用化学添加剂的影响<sup>[83]</sup>。目前用于协同植物修复的化学添加剂主要有以下三种:(1)有机螯合剂,最常用的螯合剂有乙二胺四乙酸(EDTA)、天然氨基酸、氨基三乙酸(NTA)、乙二胺二琥珀酸(EDDS)、水溶性壳聚糖(WSC);(2)有机酸,主要有柠檬酸(CA)、酒石酸、草酸、乙酸、苹果酸;(3)其他添加剂,生物炭、氮肥、植物生长调节剂、有机肥、生物表面活性剂等。

有机螯合剂是化学联合植物修复中最常使用的试

剂,在土壤溶液中螯合剂能与重金属发生络合反应形成螯合物,改变了土壤中重金属形态,增强了重金属的迁移性、生物有效性,从而诱导植物提取土壤中重金属。在所有螯合剂中,EDTA表现出极强的螯合不同重金属的能力,也是辅助植物提取最常用的螯合剂<sup>[84]</sup>。Freeha Fatima Qureshi等<sup>[85]</sup>研究EDTA对蓖麻吸收Cr的促进作用,发现 $K_2Cr_2O_7$ 中的 $Cr^{6+}$ 胁迫显著降低了蓖麻叶片的色素含量,施用EDTA增强了蓖麻幼苗抗氧化能力和对次生代谢产物的积累,降低了蓖麻幼苗氧化损伤,另外相较于高毒性的 $Cr^{6+}$ 相比,EDTA可使蓖麻产生更高的内源 $Cr^{3+}$ 水平。总之,EDTA通过调节蓖麻中Cr的种类、离子稳态和次生代谢产物积累量来促进蓖麻生长以及对Cr的吸收。MI Tipu等<sup>[86]</sup>在研究EDTA辅助玉米提取Ni的过程中,发现施用EDTA可使玉米芽中Ni的积累量增加4.9倍,根中Ni积累量增加2.6倍。可见施用适当浓度的EDTA可以提高玉米对Ni的提取,为Ni污染土壤提供了一种有效、经济的联合修复方法。另外,在植物不同生长期加入螯合剂对植物的作用不同,在适宜生长期加入螯合剂才能促进植物提取。Sun等<sup>[87]</sup>研究了EDTA对超积累植物提取Cd的影响,发现在开花前施加EDTA抑制*Rorippa globosa*的生长及对Cd的提取,EDTA浓度为1.0 g/kg时,Cd和总金属积累量分别比对照减少了3.1%和41.0%;对比在成熟期施加1.0 g/kg的EDTA,地上部干生物量、Cd浓度、金属累积总量的最大值分别为4.7 g/盆、210.3 mg/kg、982.4 μg/盆。因此只有在适宜生长期(成熟期)施加适量EDTA(1.0 g/kg)才能有效地提高植物对Cd的提取量。氨基三乙酸(NTA)也是较常用的螯合剂,NTA不单能螯合重金属促进植物提取,也能增强植物对重金属的稳定效果。Yu等<sup>[88]</sup>研究了施加NTA对土壤中Pb生物有效性和植物积累Pb的影响,NTA处理显著增加了土壤中交换态Pb和与碳酸盐结合态Pb的含量,改善了土壤中Pb的生物有效性。添加2 mmol/kg NTA后,根中Pb积累量增加了23.8%,同时20~40 cm土壤Pb浸出风险水平无明显变化,各淋滤柱渗滤液中均未检测出Pb。因此,施加NTA促进了植物*Athyrium wardii*对Pb的提取,同时增强了其对Pb的稳定效果。然而,螯合剂辅助植物提取也有一定局限性,螯合剂促使植物吸收大量重金属破坏了植物的解毒机制。此外,一些因素如温度、土壤pH、氧化还原电位、土壤肥力状况、植物形态和物种间竞争会影响螯合剂诱导植物提取的效果<sup>[89]</sup>。

有机酸可与土壤中重金属形成可溶性复合物,改善了重金属的生物有效性,从而促进植物对土壤重金属的提取<sup>[90]</sup>。有机酸广泛存在于土壤和植物根系分

泌物中,其特点是高生物降解性和低毒性<sup>[91]</sup>。因此,有机酸辅助植物提取几乎不会产生二次污染,Aasma Parveen等<sup>[92]</sup>采用水培法研究了柠檬酸(CA)对黄麻提取Cu的作用,结果表明添加CA能降低培养液中丙二醛的含量从而减轻黄麻对Cu诱导的氧化应激。此外,施用CA有助于增加黄麻根和枝对Cu的积累量。

近年来人们对使用生物炭治理重金属污染土壤表现出兴趣。生物炭具有微孔结构和丰富的表面活性官能团,因而可被用来吸收、稳定土壤中重金属<sup>[93]</sup>。来自不同原料的生物炭在物化性质和表面结构方面存在差异,导致其修复性能差异显著<sup>[94]</sup>。Liu等<sup>[95]</sup>研究了荔枝生物炭对向日葵修复土壤中Pb、Cd、As的影响及作用机理,发现施加生物炭能产生以下效果:(1)诱导向日葵生长,在5%生物炭处理中记录到最大生物量;(2)使向日葵中积累的Pb、Cd和As总量分别比对照组增加了22.9%~58.9%、15.8%~42.3%和67.9%~110%;(3)与对照组(0%生物炭)相比,施加10%生物炭可使向日葵根际土壤中Pb、Cd、As的含量分别降低40.6%、31.6%、35.4%,可见施加生物炭能促进向日葵修复重金属污染土壤。

其他一些可以调节植物生长、改善植物根际重金属生物有效性的化学试剂也越来越受到关注,如氮肥、植物生长激素、生物表面活性剂等。Arosha Maqbool等<sup>[96]</sup>研究了不同形式氮肥对龙葵修复Cd污染土壤的作用,发现施用氮肥可以抑制龙葵的氧化应激和增强抗氧化剂酶活性来增加植物生物量,此外,施用尿素能使龙葵积累更高浓度的Cd。因此,最佳浓度的氮肥能有效增强重金属污染土壤的植物修复效果。Chen等<sup>[97]</sup>研究了吲哚乙酸(IAA)、赤霉素(GA3)等植物生长调节剂对芥菜修复Cd污染土壤的作用,发现施用吲哚乙酸、赤霉素显著增加了芥菜生物量和叶绿素含量。植物生长调节剂通过提高芥菜抗氧化酶活性,如超氧化物歧化酶、过氧化氢酶和抗坏血酸过氧化物酶,来抑制芥菜的氧化应激。此外,在500 mg/L吲哚乙酸处理下Cd的去除率最高,比对照组高330.77%。以上结果表明植物生长调节剂可以增强植物的抗逆性和修复效果。

综上所述,化学法联合植物修复技术利用化学物质来改变植物的生理特性,加强植物对重金属污染土壤的修复效率。化学法联合植物修复技术的局限性主要是大量化学物质投入环境中会造成二次污染,未来应当研究开发微量高效、与植物反应温和、环境友好的化学物质来联合植物修复重金属污染土壤。

## 4 物理法—植物联合修复技术

物理法辅助植物修复能在一定程度上补救植物修

复的局限性,电动修复与植物修复相结合是最常用的方法之一<sup>[98]</sup>。电动-植物耦合修复主要原理是在植物生长附近的污染土壤上施加低强度电场,电场能够增强重金属的解吸和运输,提高重金属的生物利用度,电流能驱动更多溶解的重金属进入植物根部,促进重金属在植物器官中的积累,从而增强植物对重金属的去除效率。植物活性也随电流增大而提高,施加交流电或直流电有利于植物发芽和增加生物质。Acosta-Santoyo等<sup>[99]</sup>研究了电场对重金属污染中黑麦草种子萌发和发育的影响,发现在黑麦草种子附近的土壤中施加0.2 DCV/cm可使种子萌发率提高75%。土壤中重金属阻碍黑麦草种子萌发和生长,而直流电场的作用则弥补了污染物的负面影响。用黑麦草对重金属污染土壤进行电-植物修复,施加交流电试验1个月,植物生物量最大,重金属去除率最高。Lim等<sup>[100]</sup>研究了直流电场对芥菜吸收Pb的影响,采用电耦合植物修复技术对Pb污染土壤进行了修复试验,结果表明,电耦合植物修复方法能有效修复Pb污染土壤。研究了电位、电势施加时间等参数对植株体内Pb积累的影响,结果表明:每天施加1h直流电场并保持9d,植株体内Pb积累量达到最大。电场的应用可以刺激和改善微生物的代谢,从而促进土壤中有有机污染物的生物降解,所以电动耦合植物修复技术似乎也适用于修复重金属、有机物混合污染土壤<sup>[98]</sup>。

目前将电动耦合植物修复技术用于重金属污染土壤修复的研究极少,对于大规模污染土壤,施加低强度电场存在安全隐患且成本太高,电场也会影响土壤微生物种群活动,破坏原有生态平衡。

## 5 总结与展望

土壤重金属污染是当今世界的重要环境问题。传统物理与化学修复方法成本高、修复效果差、易造成二次污染,植物修复技术被证明是解决这一问题的重要手段,但超积累植物大多具有特异性,其生长缓慢且难以对多种重金属起作用,因而需要联合其他修复技术。本文综述了植物修复、微生物协同植物修复、化学法诱导植物修复、物理法辅助植物修复技术的基本原理与研究进展,得出植物修复及微生物联合植物修复技术是最具前景的土壤治理技术。未来关于植物修复及其联合修复技术的研究方向主要有:

(1)运用分子生物学和转基因工程技术,筛选培育出多重金属胁迫下本土的基因工程菌和基因工程植物,减少对污染土壤生态系统的扰动,提高微生物协同植物修复技术修复土壤效率。

(2)深度研究本土微生物代谢产物并从中提取制备出微量高效、环境友好的化学物质,真正实现多技术

联合原位修复。

(3)目前关于传统固化/稳定化技术修复重金属污染土壤已有大量研究,但普遍存在修复效用短、重金属离子再次释放的问题,因而有必要研发稳定长效的固化/稳定化材料强化植物修复效果,当低浓度重金属离子从固化体系重新释放时,可由植物吸收处理。

(4)土壤重金属污染多由人为活动造成,要从根本上解决重金属污染问题,就要限制农业活动、工业生产中重金属的排放量。

## 参考文献:

- [1] CHAOUA S, BOUSSAA S, GHARMALI A E, et al. Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco[J]. Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences, 2019, 18(4): 429-436.
- [2] 邵啸. 浅析土壤重金属污染的现状以及治理[J]. 资源节约与环保, 2020(10): 105-106.
- [3] BU-OLAYAN A H, THOMAS B V. Translocation and bioaccumulation of trace metals in desert plants of Kuwait governorates[J]. Research Journal of Environmental sciences, 2009, 3(5): 581-587.
- [4] CHAFFAI R, KOYAMA H J A I B R. Heavy metal tolerance in Arabidopsis thaliana[J]. Advances in Botanical Research, 2011, 60: 1-49.
- [5] MONNI S, SALEMAA M, MILLAR N. The tolerance of empetrum nigrum to copper and nickel[J]. Environmental Pollution, 2000, 109(2): 221-229.
- [6] UL HASSAN Z, ALI S, RIZWAN M, et al. Role of zinc in alleviating heavy metal stress [M]// Essential plant nutrients. City: Springer, 2017: 351-366.
- [7] LOPEZ S, PIUTTI S, VALLANCE J, et al. Nickel drives bacterial community diversity in the rhizosphere of the hyperaccumulator Alyssum murale[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 114: 121-130.
- [8] CHUANYU, CHANG, RUNSHENG, et al. Bioaccumulation and health risk assessment of heavy metals in the soil-rice system in a typical seleniferous area, central China[J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2019, 38(7): 1577-1584.
- [9] SHARMA A, NAGPAL A K. Soil amendments: a tool to reduce heavy metal uptake in crops for production of safe food[J]. Reviews in Environmental Science & Bio/technology, 2018, 17(1): 187-203.
- [10] KHAN S, CAO Q, ZHENG Y, et al. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China[J]. Environmental Pollution, 2008, 152(3): 686-692.
- [11] CUELLO S, RAMOS S, MADRID Y, et al. Differential protein expression of hepatic cells associated with MeHg exposure: deepening into the molecular mechanisms of toxicity[J]. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2012, 404(2): 315-324.
- [12] LIN Y C, HSU S C, CHOU C C K, et al. Wintertime haze deterioration in Beijing by industrial pollution deduced from trace metal fingerprints and enhanced health risk by heavy metals[J]. Environmental Pollution, 2016, 208: 284-293.
- [13] BLAYLOCK A J, SEYMOUR R S. Diaphragmatic nets prevent water invasion of gas canals in Nelumbo nucifera[J]. Aquatic Botany, 2000, 67(1): 53-59.
- [14] TREVORS M H S T. Phytoremediation[J]. Water, Air, & Soil Pollu-

- tion, 2010, 205(1): 61–63.
- [15] WON K J. Removing environmental organic pollutants with bioremediation and phytoremediation[J]. *Biotechnology letters*, 2014, 36(6): 1129–1139.
- [16] VARA PRASAD M N, MARIA D O F, HELENA. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology[J]. *Electronic J Biotech*, 2003, 6(3): 189–198.
- [17] ETIM E. Phytoremediation and its mechanisms: A review[J]. *Int J Environ Bioenergy*, 2012, 2: 120–136.
- [18] WANI S H, SANGHERA G S, ATHOKPAM H, et al. Phytoremediation: Curing soil problems with crops[J]. *African Journal of Agricultural Research*, 2012, 7: 3991–4002.
- [19] GHAVRI S V, SINGH R P. Growth, biomass production and remediation of copper contamination by *Jatropha curcas* plant in industrial wasteland soil[J]. *Journal of Environmental Biology*, 2012, 33(2): 207–214.
- [20] BROOKS R R, LEE J, REEVES R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants[J]. 1977, 7: 49–57.
- [21] RASCIO N, NAVARI – IZZO F J P S. Heavy metal hyperaccumulating plants; how and why do they do it? And what makes them so interesting [J]. *Plant science : an international journal of experimental plant biology*, 2011, 180(2): 169–181.
- [22] BAKER A J, BROOKS R J B. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. *Biorecovery*, 1989, 1(2): 81–126.
- [23] LAHORI, ALTAF, HUSSAIN, et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils; A review[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 126(4): 111–121.
- [24] KHALID S, SHAHID M, NIAZI N K, et al. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2016, 182: 247–268.
- [25] LAGO – VILA M, ARENAS – LAGO D, RODRIGUEZ – SEIJO A, et al. Ability of *Cytisus scoparius* for phytoremediation of soils from a Pb/Zn mine: Assessment of metal bioavailability and bioaccumulation[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 235: 152–160.
- [26] HAZRAT, ALI, AND, et al. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications[J]. *Chemosphere*, 2013, 91(7): 869–881.
- [27] SUBHASHINI V, SWAMY A J. Phytoremediation of Pb and Ni contaminated soils using *Catharanthus roseus* (L.) [J]. *Universal Journal of Environmental Research & Technology*, 2013, 3(4).
- [28] LI H, LUO N, LI Y W, et al. Cadmium in rice: Transport mechanisms, influencing factors, and minimizing measures[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 224(5): 622–630.
- [29] BAE J, BENOIT D L, WATSON A K. Effect of heavy metals on seed germination and seedling growth of common ragweed and roadside ground cover legumes[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 213(6): 112–118.
- [30] A N S, B M I, C M R S, et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals; Modifications and future perspectives [J]. *Chemosphere*, 2017, 171: 710–721.
- [31] WANG S T, DONG Q, WANG Z L. Differential effects of citric acid on cadmium uptake and accumulation between tall fescue and Kentucky bluegrass[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2017, 145(11): 200–206.
- [32] IVANO B, J? RG L, S G – G M, et al. Heavy metal accumulation and phytostabilisation potential of tree fine roots in a contaminated soil[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 152(3): 686–692.
- [33] HASHIMOTO Y, KANKE Y. Redox changes in speciation and solubility of arsenic in paddy soils as affected by sulfur concentrations[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238(7): 617–623.
- [34] URAGUCHI S, FUJIWARA T. Cadmium transport and tolerance in rice; perspectives for reducing grain cadmium accumulation[J]. *Rice*, 2012, 5(1): 1–8.
- [35] GHOSH M, SINGH S P. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts[J]. *Applied Ecology & Environmental Research*, 2005, 3(1): 1–18.
- [36] JADIA C D, FULEKAR M H. Phytoremediation; the application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant[J]. *Environmental Engineering & Management Journal*, 2008, 7(5): 547–558.
- [37] GÓMEZ – SAGASTI M T, ALKORTA I, BECERRIL J M, et al. Microbial monitoring of the recovery of soil quality during heavy metal phytoremediation[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2012, 223(6): 3249–3262.
- [38] ADREES M, ALI S, RIZWAN M, et al. Mechanisms of silicon – mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: A review[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2015, 119(9): 186–197.
- [39] BHARGAVA A, CARMONA F F, BHARGAVA M, et al. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 105: 103–120.
- [40] SHEORAN V, SHEORAN A S, POONIA P. Factors affecting phytoextraction; A Review[J]. *Pedosphere*, 2016, 26(2): 148–166.
- [41] ALI H, KHAN E, SAJAD M A. Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications [J]. *Chemosphere*, 2013, 91(7): 869–881.
- [42] OVEKA M, TAKÚ T. Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools [J]. *Biotechnology Advances*, 2014, 32(1): 73–86.
- [43] HE C, ZHAO Y, WANG F, et al. Phytoremediation of soil heavy metals (Cd and Zn) by castor seedlings: tolerance, accumulation and sub-cellular distribution[J]. *Chemosphere*, 2020, 252: 126471.
- [44] ZHANG X, LI M, YANG H, et al. Physiological responses of *Suaeda glauca* and *Arabidopsis thaliana* in phytoremediation of heavy metals [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 223(10): 132–139.
- [45] HUANG C C, CHEN M W, HSIEH J L, et al. Expression of mercuric reductase from *Bacillus megaterium* MBI in eukaryotic microalga *Chlorella* sp. DT: an approach for mercury phytoremediation[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2006, 72(1): 197–205.
- [46] GRZEGÓRSKA A, RYBARCZYK P, ROGALA A, et al. Phytoremediation—from environment cleaning to energy generation—current status and future perspectives[J]. *Energies*, 2020, 13(11): 1–43.
- [47] WANG J, FENG X, ANDERSONS C W N, et al. Remediation of mercury contaminated sites – A review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 221: 1–18.
- [48] LIPHADZI M S, KIRKHAM M B, MUSIL C F. Phytoremediation of soil contaminated with heavy metals; a technology for rehabilitation of the environment[J]. *South African Journal of Botany*, 2005, 71(1): 24–37.
- [49] TERRY N, ZAYED A M, SOUZA M P D, et al. Selenium in higher



- plants[J]. Annual Review of Plant Physiology & Plant Molecular Biology, 2000, 51: 401–432.
- [50] BANUELOS G S, MEEK D W. Accumulation of selenium in plants grown on selenium-treated soil[J]. Jenvironqual, 1990, 19(4): 772–777.
- [51] PARMAR S, SINGH V. Phytoremediation approaches for heavy metal pollution: a review[J]. Journal of Plant Science and Reserach, 2015, 2: 139.
- [52] HATTAB N, MOTELICAHEINO M, BOURRAT X, et al. Mobility and phytoavailability of Cu, Cr, Zn, and As in a contaminated soil at a wood preservation site after 4 years of aided phytostabilization[J]. Environ Pollut Res Int, 2014, 21(17): 10307–10319.
- [53] GUO P, WANG T, LIU Y, et al. Phytostabilization potential of evening primrose (*oenothera glazioviana*) for copper-contaminated sites[J]. Environmental ence & Pollution Research International, 2014, 21(1): 631–640.
- [54] FARAHAT E A, GALAL T M. Trace metal accumulation by *ranunculus sceleratus*: implications for phytostabilization[J]. Environmental ence & Pollution Research International, 2018, 25(1–4): 4214–4222.
- [55] BONANNO G. Comparative performance of trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plant species *Typha domingensis*, *Phragmites australis* and *Arundo donax*[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2013, 97: 124–130.
- [56] OIHANA, BARRUTIA, MARIA, et al. Field assessment of the effectiveness of organic amendments for aided phytostabilization of a Pb-Zn contaminated mine soil[J]. Journal of Geochemical Exploration: Journal of the Association of Exploration Geochemists, 2014, 145: 181–189.
- [57] PADMAVATHIAMMA P K, LI L Y. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants[J]. Water Air & Soil Pollution, 2007, 184(1–4): 105–126.
- [58] SYLVAIN B, MIKAEL M H, FLORIE M, et al. Phytostabilization of As, Sb and Pb by two willow species (*S. viminalis* and *S. purpurea*) on former mine technosols[J]. Catena, 2016, 136: 44–52.
- [59] LEE S H, JI W H, LEE W S, et al. Influence of amendments and aided phytostabilization on metal availability and mobility in Pb/Zn mine tailings[J]. Journal of Environmental Management, 2014, 139(6): 15–21.
- [60] RADZIEMSKA M, GUSIATIN Z M, BILGIN A. Potential of using immobilizing agents in aided phytostabilization on simulated contamination of soil with lead[J]. Ecological Engineering, 2017, 102: 490–500.
- [61] PÉREZ-ESTEBAN J, ESCOLÁSTICO C, MOLINER A, et al. Phytostabilization of metals in mine soils using *Brassica juncea* in combination with organic amendments[J]. Plant and Soil, 2014, 377(1–2): 97–109.
- [62] PAVEL, PB, PUSCHENREITER, et al. Aided phytostabilization using *Miscanthus sinensis* x *giganteus* on heavy metal-contaminated soils[J]. SCI TOTAL ENVIRON, 2014, 479–480: 125–131.
- [63] TANGAHU B V, ABDULLAH S R S, BASRI H, et al. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation[J]. International Journal of Chemical Engineering, 2011, 2011: 1–31.
- [64] GAIKWAD R, GAVANDE S. Study on removal of pollutants from wastewater by phytoremediation[J]. International Journal of Environment Research, 2020, 2(2): 11–14.
- [65] CAADOR I, DUARTE B. Chromium phyto-transformation in salt marshes: The role of halophytes[M]. City: Springer International Publishing, 2015.
- [66] 段桂兰,崔慧灵,杨雨萍,袁幸运,朱冬,朱永官. 重金属污染土壤中生物间相互作用及其协同修复应用[J]. 生物工程学报, 2020, 36(3): 455–470.
- [67] MA Y, PRASAD M N V, RAJKUMAR M, et al. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metal-liferous soils[J]. Biotechnology Advances, 2011, 29(2): 248–258.
- [68] PIRES C, FRANCO A R, PEREIRA S I A, et al. Metal(loid)-contaminated soils as a source of culturable heterotrophic aerobic bacteria for remediation applications[J]. Geomicrobiology Journal, 2017, 34(9): 760–768.
- [69] SOARES M A, MELLO I S, TARGANSKI S K, et al. Endophytic bacteria stimulate mercury phytoremediation by modulating its bioaccumulation and volatilization[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 202: 110818.
- [70] ABOU-SHANAB R A I, MATHAI P P, SANTELLI C, et al. Indigenous soil bacteria and the hyperaccumulator *Pteris vittata* mediate phytoremediation of soil contaminated with arsenic species[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 195: 110458.
- [71] NARENDRULA-KOTHA R, NKONGOLO K K. Microbial response to soil Liming of damaged ecosystems revealed by pyrosequencing and phospholipid fatty acid analyses[J]. Plos One, 2017, 12(1): e0168497.
- [72] A O A, B H K K, B I Z. Arbuscular mycorrhiza and *aspergillus terreus* inoculation along with compost amendment enhance the phytoremediation of Cr-rich technosol by *solanum lycopersicum* under field conditions[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 201: 110869.
- [73] MANOJ S R, KARTHIK C, KADIRVELU K, et al. Understanding the molecular mechanisms for the enhanced phytoremediation of heavy metals through plant growth promoting rhizobacteria: A review[J]. Journal of Environmental Management, 2020, 254: 109779.
- [74] SINGH J S, SENEVIRATNE G. Role of rhizospheric microbes in heavy metal uptake by plants[M]. City: Springer International Publishing, 2017.
- [75] CHEN Y, YANG W, CHAO Y, et al. Metal-tolerant enterobacter sp. strain EG16 enhanced phytoremediation using *Hibiscus cannabinus* via siderophore-mediated plant growth promotion under metal contamination[J]. Plant and Soil, 2017, 413(1–2): 203–216.
- [76] CHENG, ZHOU, LIN, et al. *Bacillus amyloliquefaciens* SAY09 Increases cadmium resistance in plants by activation of auxin-mediated signaling pathways[J]. Genes, 2017, 8(7): 173.
- [77] BAO C, SHA L, YINGJIE W, et al. The effects of the endophytic bacterium *pseudomonas fluorescens* sasm05 and IAA on the plant growth and cadmium uptake of *sedum alfredii* hance[J]. Frontiers in Microbiology, 2017, 8: 2538.
- [78] RAJKUMAR, SANDHYA, PRASAD, et al. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation[J]. Biotechnol Advances, 2012, 30(6): 1562–1574.
- [79] WU Y, MA L, LIU Q, et al. The plant-growth promoting bacteria promote cadmium uptake by inducing a hormonal crosstalk and lateral root formation in a hyperaccumulator plant *Sedum alfredii*[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 395: 122661.
- [80] HE X, XU M, WEI Q, et al. Promotion of growth and phytoextraction

- of cadmium and lead in solanum nigrum L. mediated by plant – growth – promoting rhizobacteria[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 205: 111333.
- [81] ORTUZAR M, TRUJILLO M E, ROMÁN – PONCE B, et al. Micromonospora metallophores: A plant growth promotion trait useful for bacterial – assisted phytoremediation[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 739: 139850.
- [82] RAMÍREZ V, BAEZ A, LÓPEZ P, et al. Chromium hyper – tolerant bacillus sp. MH778713 assists phytoremediation of heavy metals by mesquite trees (prosopis laevigata) [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10: 1833.
- [83] LIU S, YANG B, LIANG Y, et al. Prospect of phytoremediation combined with other approaches for remediation of heavy metal – polluted soils[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(10): 1 – 17.
- [84] LI F, YANG F, CHEN Y, et al. Chemical reagent – assisted phytoextraction of heavy metals by Bryophyllum laetivirens from garden soil made of sludge – ScienceDirect [J]. *Chemosphere*, 2020, 253: 126574.
- [85] QURESHI F F, ASHRAF M A, RASHEED R, et al. Organic chelates decrease phytotoxic effects and enhance chromium uptake by regulating chromium – speciation in castor bean (Ricinus communis L.) [J]. *The Science of the Total Environment*, 2020, 716(5): 137061.
- [86] TIPU M I, ASHRAF M Y, SARWAR N, et al. Growth and physiology of maize (Zea mays L.) in a nickel – contaminated soil and phytoremediation efficiency using EDTA[J]. *Journal of Plant Growth Regulation*, 2021, 40: 774 – 786.
- [87] SUN Y, ZHOU Q, XU Y, et al. The role of EDTA on Cadmium phytoextraction in a cadmium – hyperaccumulator Rorippa globosa[J]. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 2011, 3(3): 45 – 51.
- [88] YU H, ZHAN J, ZHANG Q, et al. NTA – enhanced Pb remediation efficiency by the phytostabilizer Athyrium wardii (Hook.) and associated Pb leaching risk[J]. *Chemosphere*, 2020, 246: 125815.
- [89] A N S, B M I, C M R S, et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives [J]. *Chemosphere*, 2017, 171: 710 – 721.
- [90] GUO D, ALI A, REN C, et al. EDTA and organic acids assisted phytoextraction of Cd and Zn from a smelter contaminated soil by potherb mustard ( Brassica juncea, Coss ) and evaluation of its bioindicators [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 167: 396 – 403.
- [91] HUANG G, GUO G, YAO S, et al. Organic acids, amino acids compositions in the root exudates and Cu – accumulation in castor ( ricinus communis L. ) under Cu stress[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2016, 18(1): 33 – 40.
- [92] PARVEEN A, SALEEM M H, KAMRAN M, et al. Effect of citric acid on growth, ecophysiology, chloroplast ultrastructure, and phytoremediation potential of jute ( corchorus capsularis L. ) seedlings exposed to copper stress[J]. *Biomolecules*, 2020, 10(4): 592.
- [93] REN C, GUO D, LIU X, et al. Performance of the emerging biochar on the stabilization of potentially toxic metals in smelter – and mining – contaminated soils[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 24(1): 1 – 11.
- [94] MEI H, ZHONGWU L, NINGLIN L, et al. Application potential of biochar in environment: Insight from degradation of biochar – derived DOM and complexation of DOM with heavy metals[J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 646: 220 – 228.
- [95] D L J A B C, A H W, A M A, et al. Effect of lychee biochar on the remediation of heavy metal – contaminated soil using sunflower: A field experiment – ScienceDirect [J]. *Environmental Research*, 2020, 188: 109886.
- [96] MAQBOOL A, ALI S, RIZWAN M, et al. N – Fertilizer (Urea) enhances the phytoextraction of cadmium through solanum nigrum L [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(11): 3850.
- [97] CHEN L, LONG C, WANG D, et al. Phytoremediation of cadmium (Cd) and uranium (U) contaminated soils by brassica juncea L. enhanced with exogenous application of plant growth regulators[J]. *Chemosphere*, 2020, 242: 125112.
- [98] CAMESELLE C, CHIRAKKARA R A, REDDY K R. Electrokinetic – enhanced phytoremediation of soils: Status and opportunities [J]. *Chemosphere*, 2013, 93(4): 626 – 636.
- [99] ACOSTA – SANTOYO G, CAMESELLE C, BUSTOS E. Electrokinetic – Enhanced ryegrass cultures in soils polluted with organic and inorganic compounds[J]. *Environmental Research*, 2017, 158: 118 – 125.
- [100] LIM J M, SALIDO A L, BUTCHER D J. Phytoremediation of lead using Indian mustard ( Brassica juncea ) with EDTA and electrodrugs [J]. *Microchemical Journal*, 2004, 76(1/2): 3 – 9.

# Research Progress on Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils

MA Yonghe, XU Rui, WANG Limin, LI Ke, YIN Zhe, SUN Zhixuan, YANG Yongbin, LI Qian\*

*School of Minerals Processing and Bioengineering, Central South University, Changsha 410083, China*

**Abstract:** Soil heavy metal pollution has been a global environmental problem. Therefore, remediation of heavy metal contaminated soil is of great significance to reduce the risk of heavy metal poisoning, maintain environmental health and restore ecology. Compared with other soil heavy metal pollution remediation technologies, phytoremediation has attracted wide attention due to its advantages of environmental friendliness, low cost and simple operation. This paper summarizes the main role of phytoremediation technology, and the mechanism and research status of synergistic phytoremediation by microbiological, chemical and physical methods are discussed. In addition, the future research directions of phytoremediation and combined remediation of heavy metal contaminated soil are prospected in order to provide reference for the wide application of this green technology.

**Key words:** heavy metal contaminated soil; phytoremediation; combined remediation; mechanism of action

**引用格式:** 马永和, 许瑞, 王丽敏, 李科, 尹哲, 孙志轩, 杨永斌, 李骞. 植物修复重金属污染土壤研究进展[J]. 矿产保护与利用, 2021, 41(4): 12-22.

Ma YH, Xu R, Wang LM, Li K, Yin Z, Sun ZX, Yang YB and Li Q. Research progress on phytoremediation of heavy metal contaminated soils[J]. Conservation and utilization of mineral resources, 2021, 41(4): 12-22.

投稿网址: <http://kcbh.cbpt.cnki.net>

E-mail: [kcbh@chinajournal.net.cn](mailto:kcbh@chinajournal.net.cn)