

重金属污染土壤的植物-微生物联合修复研究进展*

牛之欣¹ 孙丽娜^{1* * 1} 孙铁珩^{1 2}

(¹ 沈阳大学污染环境的生态修复与资源化技术实验室, 沈阳 110044; ² 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016)

摘 要 重金属污染土壤的生物修复技术是土壤污染整治的重要手段之一, 是近几年来国内外研究的热点, 同时也是现今土壤污染治理中环境友好、成本低廉的技术。本文主要论述了重金属污染土壤的植物-微生物联合修复的原理与形式, 介绍了此技术中土壤重金属污染物特性、植物本身生理生化特性及植物根际环境等影响因素的研究进展, 并讨论了植物-微生物联合修复今后的研究重点。

关键词 重金属; 土壤; 植物修复; 微生物

中图分类号 X53 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2009)11-2366-08

Plant-microorganism combined remediation of heavy metals- contaminated soils : Its research progress. NIU Zhi-xin¹ , SUN Li-na¹ , SUN Tie-heng (¹Key Laboratory of Eco-remediation of Contaminated Environment and Resource Reuse , Shenyang University , Shenyang 110044 , China ; ²Institute of Applied Ecology , Chinese Academy of Sciences , Shenyang 110016 , China). *Chinese Journal of Ecology* 2009 28(11) 2366-2373.

Abstract : Bioremediation is one of the important means in controlling soil heavy metals pollution , which has the advantages of environmentally friendly and cost-effective , and attracted much attention around the world. This paper discussed the principles and forms of plant-microorganism combined remediation , and introduced the research progress on the behaviors of heavy metals in soils , the physiological and biochemical characteristics of plants , and the changes in rhizosphere environment under the remediation. Some perspectives for future research were proposed.

Key words : heavy metal ; soil ; phytoremediation ; microorganism.

随着世界工业的迅速发展, 地球上许多地区的土壤都不同程度地受到重金属污染, 而且污染面积有不断扩大的趋势, 全世界每年排放 Hg 1.5 万 t, Cu 40 万 t, Pb 500 万 t, Mn 1500 万 t, Ni 100 万 t (Adriano, 1997)。据我国农业部的调查, 我国遭受重金属污染的土地面积占污水灌区总面积的 64.8%。重金属污染已经成为土壤环境质量下降的重要因素之一(陈怀满和郑春荣, 1999; 林玉锁, 2007)。与其他污染物不同, 污染土壤中的重金属不易被水淋滤, 也不能被生物降解, 但却能为植物吸收, 并通过食物链危害人类的生命和健康, 特别是 Hg、Cd、Pb、Cr 等。目前, 重金属污染土壤的治理工作已经成为国内外研究的重点, 从诸多有关重金属污染治理方面的文

献中可以发现, 传统的治理措施多是采用物理、化学、物理化学方法(邱廷省等, 2003; Ha *et al.* , 2009), 从修复效果和实用潜力上看, 这些技术虽然在一定程度上减少了重金属对土壤及生态环境的危害, 但是能耗大、存在二次污染等问题也限制了其在现场的应用。

土壤重金属污染的生物修复以其低廉的成本、修复彻底等优点逐渐为人们所重视。生物修复技术主要包括植物修复及微生物修复技术。植物特别是超积累植物在污染环境治理的具体应用中存在很多局限性: 首先, 植物修复会受到植物生长速度和生物量的限制, 修复速度较慢; 其次, 植物修复会受到土壤类型、温度、湿度、营养等环境条件的制约; 另外, 过高或过低的污染物浓度均能影响植物修复的效果。

土壤污染的微生物修复是利用对有毒重金属离子有抗性的微生物来改变和转化金属离子形态。对

* 国家高技术研究发展计划项目(2007AA06A405)和水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2008ZX07208-003-004 , 2008ZX07208-005-3)。

* * 通讯作者 E-mail : fnmag2008@hotmail.com

收稿日期: 2009-04-01 接受日期: 2009-07-10

微生物本身而言,是一种很好的解毒作用,对环境而言,则是一种很好的修复作用。目前,微生物多被用于进行土壤生物改造或改良,以及利用高效微生物的降解活性就地净化污染土壤(Wackett & Bruce, 2000; 蔺昕等 2006)。微生物修复的局限性在于,微生物有些情况下不能将污染物全部去除;微生物对环境的变化响应比较强烈,环境条件的改变能大大影响微生物修复效果;加入到修复现场中的微生物可能会与土著菌株竞争或难以适应环境从而导致作用结果与实验结果有较大出入(程国玲和李培军, 2007);同植物修复技术一样,微生物修复污染土壤的周期也相对较长(尤民生和刘新 2004)。

近几年,重金属污染土壤的植物-微生物联合修复作为一种强化植物修复技术逐渐成为国内外研究的热点。这种修复方法利用土壤-微生物-植物的共存关系,充分发挥植物与微生物修复技术各自优势,弥补不足,进而提高土壤中污染物的植物修复效率,最终达到彻底修复重金属污染土壤的目的。

1 重金属污染土壤的植物-微生物联合修复的不同形式

1.1 植物与专性菌株的联合修复

一般来说,重金属污染往往会导致土壤微生物生物量的减少和种类的改变(王菲等 2008),然而微生物代谢活性并未显示明显的降低(郜红建等, 2004),这意味着在污染区的微生物对重金属污染可能产生了耐受性(陈桂秋等 2008)。因此,在污染区往往可以发现大量的耐受微生物菌体(蒋欢杰等 2007)。这些耐受菌体的存在有助于土壤重金属污染植物修复的进行。

土壤中许多细菌不仅能够刺激并保护植物的生长,而且还具有活化土壤中重金属污染物的能力。最近俄罗斯科学家培育出一种耐重金属污染并保护植物生长的细菌,这种细菌能够在 Zn、Ni、Cd 和 Co 存在的条件下产生抗生素细菌的细胞不具备稳定的基因,但是位于染色体外能够自动复制的环状 DNA 分子,可以有效阻止重金属离子进入细胞,同时能够刺激并保护植物的生长(Konopka *et al.*, 1999; 孔宇等 2004);Ma 等(2001)成功地从 Ni 污染土壤中分离得到耐受重金属污染的细菌,并发现这些细菌在较高水平重金属污染的土壤中能够促进植物生长;盛下放等(2003)利用从污染土壤中分离得到的 3 株 Cd 抗性细菌分别接种到含有 $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 的

土壤中并利用番茄进行富集实验,结果表明,供试菌株均能显著促进植株生长,活化植株根际 Cd,接 RJ16 菌株处理中的番茄地上部植株干质量、根际有效 Cd 含量及植株吸收 Cd 的含量分别比不接菌对照处理增加 64.2%、46.3% 和 107.8%;江春玉等(2008)从土壤样品中筛选出一株对碳酸铅、碳酸镉活化能力最强的铅镉抗性细菌 WS34,通过盆栽试验发现菌株 WS34 能促进供试植物印度芥菜和油菜的生长,使其干质量分别比对照增加 21.4% ~ 76.3% 和 18.0% ~ 23.6%;Idris 等(2004)在遏蓝菜属植物 *Thlaspi goesingense* 根际分离出大量对 Ni 耐受性较强细菌,包括 *Cytophaga*、*Flexibacter*、*Bacteroides* 等,这些细菌可以明显提高 *Thlaspi goesingense* 对 Ni 的富集能力。

可见,植物修复重金属污染土壤过程中向土壤中接种专性菌株,不仅可以提高植物生物量,而且还可以提高土壤中重金属的生物可利用性。因此,研究具有重金属耐性的促植物生长的专性菌株是植物-微生物联合修复重金属污染土壤的重要方向之一(于瑞莲和胡恭任 2008)。

1.2 植物与菌根的联合修复

所谓菌根就是土壤中真菌菌丝与高等植物营养根系形成的一种联合体(Frank *et al.*, 1885)。菌根植物与土壤重金属污染的研究开始于 20 世纪 80 年代初。Bradley 等(1981)在调查重金属含量很高的矿区时发现,少量生存的植物中多为菌根植物,且与非菌根植物相比较生长好。含有大量微生物的菌根是一个复杂的群体,包括放线菌、固氮菌核真菌、这些菌类有一定的降解污染的能力,同时,菌根根际提供的微生态使菌根根际维持较高的微生物种群密度和生理活性,从而使微生物菌群更稳定。越来越多的研究表明,菌根表面的菌丝体可大大增加根系的吸收面积,大部分菌根真菌具有很强的酸溶和酶解能力,可为植物传递营养物质,并能合成植物激素,促进植物生长,菌根真菌的活动还可改善根际微生态环境,增强植物抗病能力,极大地提高了植物在逆境(如干旱、有毒物质污染等)条件下的生存能力(于瑞莲和胡恭任 2008)。

关于菌根真菌用于植物-微生物联合修复重金属污染的报道较多(廖继佩等 2003;白淑兰等, 2004;赵丹丹等 2006;Kamaludeen & Ramasamy, 2008)。Richen 和 Hofner(1996)研究了基因工程根瘤菌 *Mesorhizobium huakuii* B3 和紫云英属豆科植

物联合修复重金属,研究发现,菌根共生体能使根瘤中 Cd^{2+} 的积累量增加 17% ~ 20% ;黄艺等(2000)通过测定不同施 Zn、Cu 水平下苗木中 2 种重金属的含量,发现菌根苗体内 Cu 和 Zn 的含量是非菌根植物的 2.6 和 1.3 倍;陈晓东等(2001)比较了生长在污染土壤中菌根小麦与无菌根小麦根际 Cu、Zn、Pb、Cd 的形态与变化,得出了菌根环境对土壤中交换态重金属含量有较大影响,必需元素交换态增加,而 Cu、Zn、Pb 的有机结合态含量在菌根根际都高于非菌根际;李婷等(2005)在离体培养条件下,对外生菌根真菌 *Boletus edulis* 菌丝铜镉积累分配与生长微环境变化进行研究。发现 *B. edulis* 具有很强的铜镉吸收积累能力,最高处理浓度时,菌丝体内的 Cu、Cd 浓度分别是对照的 26.6 和 28 倍。菌丝体对生物体必需元素 Cu 和非必需元素 Cd 具有不同的积累模式,并可根据重金属的种类,有效地调节生长微环境,以降低重金属对菌丝体的生物有效性;陈秀华和赵斌(2006)通过 5 个土壤 Cu^{2+} 水平(0、20、50、100、150 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的盆栽试验,研究了不同土壤 Cu^{2+} 水平接种菌根真菌 *Glomus intraradices* 和 *G. mosseae* 对紫云英生长的影响,结果表明, Cu^{2+} 污染土壤中接种 *G. intraradices* 对紫云英生长具有促进作用;Pongrac 等(2009)认为利用菌根真菌 *Capnobotryella* sp.、*Penicillium brevicompactum*、*Rodotorula aurantiaca* 及 *R. slooffiae* 与 *Thlaspi praecox* (十字花科)联合修复重金属污染土壤具有相当广阔的应用前景。此外,一些研究认为,VA 菌根作为一类重要的内生菌根,具有较强的络合重金属元素的能力,当土壤中重金属含量过高时,VA 菌根可以显著提高宿主植物对这些重金属离子的耐性(Enkhtuya *et al.* 2000,黄金芳和肖华山 2006)。目前,关于菌根强化重金属污染土壤植物修复的机理研究不多,黄艺和黄志基(2005)指出了外生菌根在植物抗重金属毒害中的积极作用,并概括其抗性的主要机理为:外延菌丝的吸收作用;菌根分泌物的调节与螯合作用;菌根菌套或哈蒂氏网吸收过滤有毒金属;菌根菌套的疏水性作用。

虽然菌根化植物抗逆性强、吸收降解能力强,但不容易获得,因此,菌根与植物修复体系的选择与建立有非常广阔的应用价值,也是重金属污染土壤生态恢复的一个新的研究方向(裴捷 2003;Göhre & Paszkowski 2006)。

2 重金属污染土壤植物-微生物联合修复技术的影响因素

2.1 土壤中重金属污染特性

重金属的生态环境效应与其总量相关性不显著,从土壤物理化学角度来看,土壤中重金属各形态是处于不同的能量状态,其生物有效性不同。在污染土壤中,由于矿物和有机质成分对重金属的吸附,水溶态重金属所占份额不多。因此,重金属的生物可利用性、其对植物和微生物的毒性和抑制机理都会影响重金属污染土壤植物修复的效率。

2.2 植物本身生理生化特性

作为植物-微生物联合修复技术的主体,富集植物一般应具有以下几个特性:即使在污染物浓度较低时也有较高的积累速率,尤其在接近土壤重金属含量水平下,植株仍有较高的吸收速率,且须有较高的运输能力,能在体内积累高浓度的污染物;地上部能够较普通作物累积 10 ~ 500 倍以上某种重金属的植物,最好能同时积累几种金属;生长快,生物量大;具有抗虫、病能力(魏树和等 2003)。

目前,根据野外采集样本的分析,全世界发现了约 400 种超积累植物,最重要的超积累植物主要集中在十字花科,世界上研究得最多的植物主要在芸苔属(*Brassica*)、庭芥属(*Alyssums*)及遏蓝菜属(*Thlaspi*) (邢前国等 2003)。如在重金属污染土壤上种植天蓝遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*),可以吸收和积累土壤中非可溶性 Cu、Zn、Pb (Martínez *et al.* 2006);AlNajar 等(2003)发现植物雨衣甘蓝(*Brassica oleracea* var. *acephala*)和屈草花属植物(*Iberis intermedia*)对 Tl 有超积累作用,其中地上部吸收的 Tl 18% 和 21% 来自根际土壤的植物有效态部分,50% 和 40% 来自非可溶性部分。可见,富集植物的生理特性使其具有独特的活化土壤中其他植物所不能吸收和利用重金属的能力,并通过多种途径改变周围环境,提高重金属的溶解性,从而促进植物根系对重金属的吸收(Peters & Shem, 1992;林庆宇, 2008),对于植物-微生物联合修复体系非常重要。

2.3 根际环境因素

根际环境在很大程度上影响着植物对重金属的吸收。所谓的根际就是受植物根系活动影响较多的部分土壤,是离根表面数微米的微小区域(Chen *et al.* 2000,彭胜巍和周启星 2008)。从环境科学角度来说,根际是土壤中一个独特的“土壤污染”生态

修复单元(魏树和等,2004),是根系和土壤环境相互耦合的生态和环境界面。作为植物根系生长的真实土壤环境,根际环境在植物-微生物修复技术中的作用也不容忽视。根际环境因素主要包括:pH、氧化还原状况、根系分泌物、根际微生物和根际矿物质等。

2.3.1 根际环境中 pH 因素 根系可以通过吸收和分泌作用来改变其邻近空间的环境。植物通过根部分泌质子酸化土壤来溶解金属,低 pH 值可以使与土壤结合的金属离子进入土壤溶液。如种植天蓝遏蓝菜和黄白三叶(*Thlaspi ochroleucum*)后,根际土壤 pH 较非根际土壤低 0.2~0.4,根际土壤中可移动态 Zn 含量均较非根际土壤高(Mcgrath *et al.*, 1997;杜锁军等,2005;孙琴等,2005)。重金属胁迫条件下植物也可能形成根际 pH 屏障来限制重金属离子进入原生质,如 Cd 的胁迫可减轻根际酸化过程,耐铝性作物根际产生高 pH 使 Al^{3+} 呈羟基铝聚合物而沉淀。

2.3.2 根际环境中氧化还原状况 土壤中重金属形态和生物可利用性还受氧化还原状况的影响。如旱作植物的根系分泌物中含有酚类等还原性物质,使根际 Eh 一般低于土体。该性质对重金属特别是变价重金属元素的形态转化和毒性具有重要作用(James, 2001;雷鸣等,2007)。例如,在 Cr 污染的农田现场治理中栽种作物,作物的根系分泌出还原性物质,土壤的还原条件将会增加 Cr(VI)的去除。因而,如果在生长于还原性基质上的植株根际产生氧化态微环境,那么土壤中还原态的离子穿越这一氧化区达到根表面时就会转化为氧化态,从而降低其还原能力,一个很明显的例子就是水稻,由于其根系特殊的溢氧特征,使其根际 Eh 明显高于根外,可以推断,根际 Fe^{2+} 等还原物质的降低必然会使 Cr(VI)的还原过程减弱(邢承华等,2006)。同时,许多研究也表明,一些湿地或水生植物品种的根表可观察到氧化锰在根-土界面的积累,据桂新安等(2007)的研究 Cr(III)能被土壤中氧化锰等氧化成 Cr(VI),氧化锰可能是 Cr(III)氧化过程中的最主要的电子受体。此外,有研究表明水稻含镉量与生育后期的水分状况密切相关,此时排水烤田则可使水稻含镉量增加好几倍,其原因曾被认为是土壤原来形成的 CdS 重新溶解的缘故,但从根际观点看,水稻根际 Eh 可使 FeS 发生氧化(Trolldenier,1988;顾继光等,2005),因此根际也能氧化 CdS,从根际 Eh 动态变化

来看,水稻根际的氧化还原电位从分蘖盛期至幼穗期经常从氧化值向还原值急剧变化,在扬花期也很低,生育后期处于淹水状态下的水稻含镉量较低的原因可能就在于根际 Eh 下降,此时若排水烤田,根际 Eh 上升,再加上根外土体 CdS 氧化, Cd^{2+} 活度增加,也就使 Cd 有效性大大增加。由此可见,在重金属污染防治中根际氧化还原的效应作用是不能忽视的。

2.3.3 根系分泌物 根系分泌物是指植物在生长过程中通过根的不同部位向生长基质中释放的一组种类繁多的物质。这些物质包括低分子量的有机物质、高分子的粘胶物质和根细胞脱落物及其分解产物、气体、质子和养分离离子等(王树起等,2007)。根系分泌物是一个多组分复杂的非均一体系,是植物与根际微生物及土壤进行物质、能量与信息交流的重要载体物质,是形成根际环境的物质基础。根系分泌物的种类繁多、数量差异大,据估计,植物根系分泌的有机化合物一般有 200 种以上,既有糖、蛋白质和氨基酸等初生代谢产物,又有有机酸、酚类等。这些有机物质不仅为根际微生物提供了丰富的碳源,而且极大地改变了根际微区的物理和化学环境,进而对根系的养分状况产生重大的影响(王敬国,1993;王树起等,2007)。

根系分泌的有机酸在金属污染的土壤中可以改变金属的化学行为与生态行为,从而改变金属的有效性和对植物的毒性。一方面,有机酸可以与根际中某些游离的金属离子螯合形成稳定的金属螯合物复合体,以降低其活度,从而降低土壤中金属的移动性,达到体外解毒的目的。最近的研究发现,有机酸在植物耐铝胁迫中发挥重要作用。在铝存在条件下,植物根系产生许多种有机酸,但仅一些专一性的有机酸被分泌到根际区域。例如小麦、黑麦、菜豆、玉米、荞麦和芋头等根系均能分泌柠檬酸、草酸、苹果酸等来螯合根际区域中的 Al^{3+} ,与之形成稳定的复合体,阻止其进入植物根尖,从而达到植物体外解除铝毒害效应的目的(Liao, 2006)。

另一方面,有机酸可以通过多种途径活化根际中有毒的金属,使之成为植物可吸收的状态,有利于植物吸收利用,这表现为植物对金属的积累性。目前大量报道已证实根系分泌物中的有机酸能够促进植物对金属的吸收。如草酸、柠檬酸、酒石酸和琥珀酸可以活化污染土壤中 Pb、Zn、Cd 和 Cu 等重金属,各种有机酸对 Cd 的活化能力最强,而对 Pb 的活化

能力最弱,其中草酸、柠檬酸和酒石酸的活化能力最强,并随处理浓度的增加,其对重金属的浸提量也明显增加(黄苏珍等,2008);Shirvani等(2007)研究表明,许多种类的低分子量有机酸均能影响土壤固相结合Cd的释放,形成Cd-LMWOA(镉-低分子量有机酸)复合物,增加土壤中Cd的溶解性;Chen等(2003)通过吸附实验发现柠檬酸的投入能够降低土壤中重金属Cd和Pb的吸附,并且对Cd的活化能力明显强于Pb;水培实验结果显示,柠檬酸的存在能够减轻Cd和Pb对萝卜的毒害作用,促进重金属从植物根部向地上部的转移。

2.3.4 根际微生物 植物在整个生长期不断地向土壤中释放的大量根分泌物为根际微生物提供了大量的营养和能量物质,大大促进了根际微生物的活性,同时根系分泌物组成的改变也将对根际微生物的活性和生态分布产生重要的影响。Rovira等(1979)的研究表明,在离根表面1~2 mm土壤中细菌数量可达 1×10^9 个 \cdot cm $^{-3}$,几乎是非根际土的10~100倍。这些生物体与根系组成一个特殊的生态系统,对土壤重金属元素的生物可利用性无疑产生显著的影响。

根分泌物为根际微生物提供了能源和碳源,反之,根际微生物的存在也大大促进了植物根分泌物的释放。根际微生物可以影响根的代谢活动和根细胞的膜透性,同时微生物对根分泌物的吸收也改变了根际养分的生物有效性。

从微生物在污染胁迫下的生态效应来看,进入土壤中的重金属,一方面直接对土壤根际中的微生物造成毒性,另一方面重金属通过对植物造成毒害,影响其生长势必会改变根系分泌物,进而间接地影响土壤根际环境中微生物的活性。研究表明,Cu、Pb、Cd、Hg等进入土壤之后,土壤及根际微生物群落多样性发生了改变,导致微生物生物量和呼吸强度减低或显著增加,酶的活性严重损害,微生物生态参数 C_{mic}/C_{org} 降低,代谢熵则明显升高(龙健等,2004)。Oudeh等(2002)通过实验揭示:Cd、Pb、Zn的加入导致了红壤中微生物生物量的显著下降,其生物毒性依次为Cd>Zn>Pb。重金属严重污染会减少能利用有关碳底物的微生物的数量,降低微生物对单一碳底物的利用能力,减少了土壤微生物群落结构的多样性(魏树和等,2004)。在重金属的作用下根际微生物虽然会受到毒害,但某些微生物在较高浓度的重金属污染土壤中仍能存活和生长,表

现出一定的“耐受性”。不同类群微生物对重金属污染的耐性也有所不同,通常为真菌>细菌>放线菌。在比较自然土与重金属污染土壤中的细菌种群时,可以发现重金属污染土壤中耐性菌落比轻污染土壤数量多15倍(李廷强等,2008)。Yamamoto等(1981)发现对照土壤(Cu<100 mg \cdot kg $^{-1}$)有35种真菌,中等污染土壤(Cu 1000 mg \cdot kg $^{-1}$)有25种真菌,高度污染土壤(Cu 10000 mg \cdot kg $^{-1}$)只有13种真菌。

从根际微生物对植物修复的作用方面而言,根际微生物可以通过多种方式影响土壤重金属的毒性和生物可利用性。首先,土壤微生物能通过代谢活动产生的有机酸、氨基酸以及其他代谢产物溶解重金属及含重金属的矿物(王新和周启星,2004)。如重金属Pb在土壤中是高度不溶的,但产生有机酸的真菌(如黄曲霉,*Aspergillus niger*)可使其成为可溶态(徐昕等,2004);Wildung也曾报道许多真菌产生的低分子量的络合剂及细胞外螯合剂能增加土壤中Pu和In的溶解性(江春玉,2005)。其次,微生物还可以与重金属相互作用降低重金属毒性。据研究,细菌产生的特殊酶能还原重金属,且对Cd、Co、Ni、Mn、Zn、Pb和Cu等有亲和力,如*Citrobacter* spp.产生的酶能使U、Pb和Cd形成难溶性磷酸盐(夏星辉和陈静生,1997);Barton等(2000)利用Cr(VI)、Zn、Pb污染土壤分离出来的菌种*Pseudomonas mesophilica*和*P. maltophilia*对去除废弃物中Se、Pb毒性的可能性进行研究,结果表明,上述菌种均能将硒酸盐和亚硒酸盐、二价铅转化为不具毒性,且结构稳定的胶态硒与胶态铅。另外,微生物能通过主动运输在细胞内富集重金属,它们可以通过与细胞外多聚体而进入体内,还可以与细菌细胞壁的多元阴离子交换进入体内,据报道,日本发现一种嗜重金属菌,能有效地吸收土壤中的重金属(王向健等,2004);Robinson等(2001)研究了土壤中4种根际荧光假单胞菌对Cd的富集与吸收效果,发现这4种细菌对Cd的富集达到环境中的100倍以上。同时,微生物通过刺激植物根系的生长发育影响植物对重金属的吸收,例如,菌根植物可以向宿主植物传递营养,使宿主植物抗逆性增强、生长加快,间接地促进植物对重金属的修复作用(Giasson et al., 2005)。

2.3.5 根际矿物质 矿物质是土壤的主要成分,也是重金属吸附的重要载体,不同的矿物对重金属的吸附有着显著的差异。在重金属污染防治中,也有

利用添加膨润土、合成沸石等硅铝酸盐钝化土壤中 Cd 等重金属的报道,但根际环境矿物质的研究迄今尚很少涉及。据 Courchesne(1997)报道,根际矿物丰度明显不同于非根际。特别是无定形矿物及膨胀性页硅酸盐在根际土壤发生了显著变化。王建林等(1991)研究了 Cu 在 4 种土壤种稻后根际-非根际土的吸附和解吸特性,结果表明,根际土吸附 Cu 量大于非根际。陈苏等(2007)采用 1 次平衡法对 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 在小麦根际和非根际土壤中的吸附-解吸行为进行比较研究。结果表明,根际土对 Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附能力高于非根际土。2 类土壤对 Cd^{2+} 的吸附等温线与 Freundlich 方程有较好的拟合性, Pb^{2+} 的等温吸附过程可由 Langmuir 方程与 Freundlich 方程来描述。从目前对土壤根际吸附重金属的行为研究来看,根际环境的矿物成分在重金属的可利用性中可能作用较大,而这也直接影响了重金属污染土壤的植物-微生物的修复效果。

3 展 望

植物-微生物联合技术通过发挥植物和微生物各自的优点,最大限度弥补其在重金属污染修复中的不足,提高植物修复的效果。但是,从植物及土壤微生物的种类和数量方面而言,构建植物-微生物修复重金属污染土壤有效配伍成为难点,也使得此技术的实际应用还很少。今后还需进行以下工作:

1)继续寻找、筛选超富集植物。虽然至今已发现 400 多种重金属超富集植物,但在我国发现的种类甚少(唐世荣,2001)。我国的野生植物资源十分丰富,其中可能蕴藏着大量的超富集植物,到受重金属污染的地方寻找超富集植物是一条捷径。

2)筛选耐性/抗性较强的微生物菌株。土壤是微生物的源和库,目前生物修复中土壤微生物的筛选工作多体现在对有机污染物降解菌上,应进一步开展针对重金属污染的微生物筛选工作,这对植物-微生物修复重金属污染土壤至关重要。

3)利用分子生物学技术及基因工程等手段,选育高效富集重金属的植物,驯化、培养耐性微生物,构造工程菌剂具有广阔的前景,但是,转基因植物与微生物在现场应用的时候必然要考虑到其对生态系统存在的风险问题,因此关于这方面的研究还需要进一步探讨。

4)深化基础理论研究。就植物-微生物-重金属之间的共存关系而言,有关超富集植物对重金属的

吸收、转运、耐受、富集和解毒的机制,根际微生物的作用机理以及重金属生物有效性的影响因子等基础理论问题有待深入研究,其成果可为重金属污染土壤的植物修复工作提供理论支撑。

5)利用微生物强化植物富集重金属过程中,不同因子匹配的结果差异较大,因此筛选出高效的工艺组合,最大限度缩短修复进程也是植物-微生物联合修复技术的一个新的研究方向。

6)另外,还需增加现场试验实践与检验。以往的研究结论大多是由实验室条件下得出的,而现场的环境条件较实验室条件复杂得多,因而实验室的研究成果可能并不完全适用于现场应用。今后应多进行现场条件下植物修复效率方面的研究,以便尽快实现植物-微生物修复技术的工程化。

参考文献

- 白淑兰,房耀维,赵春杰. 2004. 菌根技术在重金属污染修复中的研究与展望. 生态环境,13(1):92-94.
- 陈 苏,孙铁珩,孙丽娜,等. 2007. Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 在根际和非根际土壤中的吸附-解吸行为. 环境科学,28(4):843-851.
- 陈桂秋,曾光明,袁兴中,等. 2008. 治理重金属污染河流底泥的生物淋滤技术. 生态学杂志,27(6):639-644.
- 陈怀满,郑春荣. 1999. 中国土壤重金属污染现状与防治对策. 人类环境杂志,28(2):130-134.
- 陈晓东,常文越,邵春岩. 2001. 土壤污染生物修复技术研究进展. 环境保护科学,27:23-25.
- 陈秀华,赵 斌. 2006. Cu^{2+} 污染土壤接种 AM 真菌对紫云英生长的影响. 菌物学报,25(3):416-424.
- 程国玲,李培军. 2007. 石油污染土壤的植物与微生物修复技术. 环境工程学报,1(6):91-97.
- 杜锁军,仇荣亮,方晓航. 2005. 植物超富集锌的生物学机制研究进展. 中国农学通报,21(3):174-179.
- 郇红建,蒋 新,常 江,等. 2004. 根分泌物在污染土壤生物修复中的作用. 生态学杂志,23(4):135-139.
- 顾继光,林秋奇,胡 韧,等. 2005. 土壤-植物系统中重金属污染的治理途径及其研究展望. 土壤通报,36(1):128-133.
- 桂新安,杨海真,王少平,等. 2007. 铬在土壤中的吸附解吸研究进展. 土壤通报,38(5):1007-1012.
- 黄 艺,陈有键,陶 澍. 2000. 菌根植物根际环境对污染土壤中 Cu, Zn, Pb, Cd 形态的影响. 应用生态学报,11(3):431-435.
- 黄金芳,肖华山. 2006. VA 菌根的研究进展及应用展望. 安徽农学通报,12(2):30-32.
- 黄苏珍,原海燕,孙延东,等. 2008. 有机酸对黄芩蒲钼、铜积累及生理特性的影响. 生态学杂志,27(7):1181-1186.
- 黄 艺,黄志基. 2005. 外生菌根与植物抗重金属胁迫机理. 生态学杂志,24(4):422-427.

- 江春玉,盛下放,何琳燕,等. 2008. 一株铅镉抗性菌株 WS34 的生物学特性及其对植物修复铅镉污染土壤的强化作用. 环境科学学报, **28**(10):1961-1969.
- 江春玉. 2005. 重金属铅镉抗性菌株的筛选、生物学特性及其强化植物修复铅镉污染土壤的研究. 硕士学位论文. 南京:南京农业大学.
- 蒋欢杰,杨洪英,范有静,等. 2007. 辽宁某冶炼厂重金属污染对土壤中微生物的有效性影响. 环境保护科学, **33**(4):100-104.
- 孔宇,吴浩汀,严小明,等. 2004. 二级曝气生物滤池处理城市污水的快速启动. 污染防治技术, **17**(1):17-19.
- 雷鸣,廖柏寒,秦普丰. 2007. 土壤重金属化学形态的生物可利用性评价. 生态环境, **16**(5):1151-1157.
- 李婷,黄艺,黄志基. 2005. 重金属胁迫下外生菌根真菌 *Boletus edulis* 重金属积累分配与生长微环境变化. 生态环境, **14**(6):870-875.
- 李廷强,舒钦红,杨肖娥. 2008. 不同程度重金属污染土壤对东南景天根际土壤微生物特征的影响. 浙江大学学报(农业与生命科学版), **6**(6):23-35.
- 廖继佩,林先贵,曹志洪. 2003. 内外生菌根真菌对重金属的耐受性及机理. 土壤, **35**(5):370-377.
- 林庆宇,李建平,闫研. 2008. 超积累植物富集机制研究方法进展. 分析化学, **36**(3):405-412.
- 林玉锁. 2007. 土壤环境安全及其污染防治对策. 环境保护, **1**(1):35-39.
- 蔺昕,李培军,台培东,等. 2006. 石油污染土壤植物-微生物修复研究进展. 生态学杂志, **25**(1):93-101.
- 龙健,黄昌勇,滕应,等. 2004. 红壤矿区复垦土壤的微生物生态特征及其稳定性恢复研究. II. 对土壤微生物生态特征和群落结构的影响. 应用生态学报, **15**(2):203-214.
- 裴捷. 2003. 地下水及土壤污染的生物修复技术研究简介. 厦门教育学院学报, **5**(2):51-52.
- 彭胜巍,周启星. 2008. 持久性有机污染土壤的植物修复及其机理研究进展. 生态学杂志, **27**(3):469-475.
- 邱廷省,王俊峰,罗仙平. 2003. 重金属污染土壤治理技术应用现状与展望. 四川有色金属, **2**(2):48-52.
- 盛下放,白玉,夏娟娟,等. 2003. 镉抗性菌株的筛选及对番茄吸收镉的影响. 中国环境科学, **23**(5):467-469.
- 孙琴,王晓蓉,丁士明. 2005. 超积累植物吸收重金属的根际效应研究进展. 生态学杂志, **24**(1):30-37.
- 唐世荣. 2001. 超积累植物在时空、科属内的分布特点及寻找方法. 农村生态环境, **17**(4):56-60.
- 王菲,杨官品,李晓军,等. 2008. 微生物标志物在土壤污染生态学研究中的应用. 生态学杂志, **27**(1):105-110.
- 王新,周启星. 2004. 重金属与土壤微生物的相互作用及污染土壤修复. 环境污染治理技术与设备, **5**(11):1-5.
- 王建林. 1991. 土壤中铝的胁迫与水稻生长. 土壤, **23**(6):302-306.
- 王敬国. 1993. 微生物与根际中物质的循环. 北京农业大学学报, **19**(4):98-105.
- 王树起,韩晓增,乔云发. 2007. 根系分泌物的化感作用及其对土壤微生物的影响. 土壤通报, **38**(6):1219-1223.
- 王向健,郑玉峰,赫冬青. 2004. 重金属污染土壤修复技术现状与展望. 环境保护科学, **30**(2):48-49.
- 魏树和,周启星,王新,等. 2004. 一种新发现的镉超积累植物龙葵(*Solanum nigrum* L.). 科学通报, **49**(24):2568-2573.
- 魏树和,周启星,王新. 2003. 18种杂草对重金属的超积累特性研究. 应用基础与工程科学学报, **11**(2):152-160.
- 夏星辉,陈静生. 1997. 土壤重金属污染治理方法研究进展. 环境科学, **18**(3):25-31.
- 邢承华,蔡妙珍,刘鹏,等. 2006. 植物根表铁锰氧化物胶膜的环境生态作用. 生态环境, **15**(6):1380-1384.
- 邢前国,潘伟斌,张太平. 2003. 重金属污染土壤的植物修复技术. 生态科学, **22**(3):275-279.
- 徐昕,陶思源,郝林. 2004. 用转基因植物修复重金属污染的土壤. 植物学通报, **21**(5):595-607.
- 尤民生,刘新. 2004. 农药污染的生物降解与生物修复. 生态学杂志, **23**(1):73-77.
- 于瑞莲,胡恭任. 2008. 采矿区土壤重金属污染生态修复研究进展. 中国矿业, **17**(2):40-44.
- 赵丹丹,李涛,赵之伟. 2006. 丛枝菌根真菌-豆科植物-根瘤菌共生体系的研究进展. 生态学杂志, **25**(3):327-333.
- Adriano DC, Wenzel WW, Blum WEH. 1997. Role of phytoremediation in the establishment of a global soil remediation network. Proceedings of International Seminar on Use Plants for Environment Remediation. Tokyo:Kosaiikaikan:3-25.
- AlNajar H, Schulz R, Römhild V. 2003. Plant availability of thallium in the rhizosphere of hyperaccumulator plants: A key factor for assessment of phytoextraction. *Plant and Soil*, **249**:97-105.
- Barton LL, Johnson GV, O'Nan AG, et al. 2000. Inhibition of ferric chelate reductase in alfalfa roots by cobalt, nickel, chromium, and copper. *Journal of Plant Nutrition*, **23**:1833-1845.
- Bradley R, Burt AJ, Read DJ. 1981. Mycorrhizal infection and resistance to heavy metal toxicity in *Calluna vulgaris*. *Nature*, **292**:335-337.
- Chen HM, Zheng CR, Tu C. 2000. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*, **41**:229-234.
- Chen YX, Lin Q, Luo YM, et al. 2003. The role of citric acid on the phytoremediation of heavy metal contaminated soil. *Chemosphere*, **50**:807-811.
- Courchesne E. 1997. Cerebellar and limbic neuroanatomical abnormalities in autism. *Current Opinion in Neurobiology*, **7**:269-278.
- Enkhtuya B, Rydlová J, Vosátka M. 2000. Effectiveness of indigenous and non-indigenous isolates of arbuscular mycor-

- rhizal fungi in soils from degraded ecosystems and man-made habitats. *Applied Soil Ecology*, **14** :201–211.
- Frank AB. 1885. Ueber die auf wurzelsymbiose beruhende ernährungsgewisser baume durch unterirdische pilze. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, **3** :128–145.
- Giasson P, Jaouich A, Gagné S, *et al.* 2005. Phytoremediation of zinc and cadmium : A study of arbuscular mycorrhizal hyphae. *Remediation Journal*, **15** :113–122.
- Göhre V, Paszkowski U. 2006. Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. *Planta*, **223** :1115–1122.
- Ha NT, Sakakibara M, Sano S, *et al.* 2009. The Potential of *Eleocharis acicularis* for phytoremediation : Case study at an abandoned mine site. *Clean – Soil, Air, Water*, **37** :203–208.
- Idris R, Trifonova R, Puschenreiter M, *et al.* 2004. Bacterial communities associated with flowering plants of the Ni hyperaccumulator *Thlaspi goesingense*. *Applied and Environmental Microbiology*, **70** :2667–2677.
- James BR. 2001. Remediation by reduction strategies for chromate-contaminated soils. *Environmental Geochemistry and Health*, **23** :175–179.
- Kamaludeen SPB, Ramasamy K. 2008. Rhizoremediation of metals : Harnessing microbial communities. *Indian Journal of Microbiology*, **48** :80–88.
- Konopka A, Zakharova T, Bischoff M, *et al.* 1999. Microbial biomass and activity in lead contaminated soil. *Applied and Environmental Microbiology*, **65** :2256–2259.
- Liao H, Wan H, Shaff J, *et al.* 2006. Phosphorus and aluminum interactions in soybean in relation to Al tolerance : Exudation of specific organic acids from different regions of the intact root system. *Plant Physiology*, **141** :674–684.
- Ma JF, Ryan PR, Delhaize E. 2001. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organic acids. *Trends in Plant Science*, **6** :273–278.
- Martínez M, Bernalb P, Almelac C, *et al.* 2006. An engineered plant that accumulates higher levels of heavy metals than *Thlaspi caerulescens*, with yields of 100 times more biomass in mine soils. *Chemosphere*, **64** :478–485.
- McGrath SP, Shen ZG, Zhao FJ. 1997. Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. *Plant and Soil*, **188** :153–159.
- Oudeh M, Khan M, Scullion J. 2002. Plant accumulation of potentially toxic elements in sewage sludge as affected by soil organic matter level and mycorrhizal fungi. *Environmental Pollution*, **116** :293–300.
- Peters RW, Shem L. 1992. Adsorption/desorption characteristics of lead on various types of soil. *Environmental Progress*, **11** :234–240.
- Pongrac P, Sonjak S, Vogel-Mikuš K, *et al.* 2009. Roots of metal hyperaccumulating population of *Thlaspi praecox* (Brassicaceae) harbour arbuscular mycorrhizal and other fungi under experimental conditions. *International Journal of Phytoremediation*, **11** :347–359.
- Richen B, Hofner W. 1996. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on heavy metal tolerance of alfalfa and oat on a sewage-sludge treated soil. *Pflanzenernähr Boden*, **159** :189–194.
- Robinson B, Russell C, Hedley M, *et al.* 2001. Cadmium adsorption by rhizobacteria : Implications for New Zealand pastureland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **87** :321–325.
- Rovira AD, Foster RC, Martin JK. 1979. Note on Terminology : Origin, Nature and Nomenclature of the Organic Materials in the Rhizosphere – The Soil Root Interface. London : Academic Press.
- Shirvani M, Shariatmadari H, Kalbasi M. 2007. Kinetics of cadmium desorption from fibrous silicate clay minerals : Influence of organic ligands and aging. *Applied Clay Science*, **37** :175–184.
- Trolldenier G. 1988. Visualisation of oxidizing power of rice roots and of possible participation of bacteria in iron deposition. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **151** :117–121.
- Wackett LP, Bruce NC. 2000. Environmental biotechnology : Towards sustainability. *Current Opinion in Biotechnology*, **11** :229–231.
- Yamamoto H, Tatsuyama K, Egawa H *et al.* 1981. Microflora in soils polluted by copper mine drainage. *Journal of the Science of Soil and Manure*, **52** :119–124.

作者简介 牛之欣,男,1976年生,博士,讲师。主要从事土壤环境污染的修复研究,发表论文7篇。E-mail : jesonniu@126.com
责任编辑 魏中青
