丛枝菌根与土壤修复

王发园 林先贵 周健民

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

摘要 菌根是真菌与植物根系所建立的互惠共生体,其中以丛枝菌根在自然界中分布最广。近年来,随着菌根研究的发展,丛枝菌根在土壤修复中的应用日益受到人们的关注。本文综述了丛枝菌根在土壤重金属污染、有机污染、放射污染以及土壤退化修复中的作用,并对当前研究中存在的问题和未来发展前景作了探讨。

关键词 丛枝菌根; 土壤修复; 土壤污染

中图分类号 X171.4

随着我国工农业的迅速发展,也产生了一系列资源、环境和生态问题。例如,工业“三废”排放量日益增多,“三废”中的污染物质直接或间接通过大气、水体和生物向环境输入;农业上化肥和农药过量施用、污水灌溉;以及城市生活垃圾的排放等等,都对环境尤其是土壤造成了严重污染并威胁人类的生产、生活和健康。因此对环境尤其是土壤污染的修复治理成为当务之急,许多国家都在发展环境修复技术。20世纪80年代中期,一种新的环境修复技术——生物修复技术,首先在欧洲一些国家得到研究和应用。所谓生物修复,就是利用生物将土壤、地表及地下水或海洋中的危险性污染物通过吸收、降解或转化,使其浓度降低到可接受的水平或使之转化为无害的物质。这其中,微生物发挥了重要作用,而丛枝菌根作为生态系统中的一员,对于维持植物的多样性和生态系统的平衡有着重要的意义,不仅可以减少农药和化肥的施用量,减轻对环境的压力,而且对于退化生态系统的恢复也有着良好的效果,因而在污染土壤和退化土壤的修复中有着广阔的应用前景。本文综述了丛枝菌根在污染土壤生物修复以及在退化土壤生态修复中的应用,并探讨了目前研究中存在的一些问题和未来的发展前景。

1 丛枝菌根对土壤重金属污染的修复

土壤重金属污染是指由于人类活动将重金属加到土壤中,致使土壤中重金属含量明显高于原有土壤、并造成生态环境质量恶化的现象。重金属也可

通过生物体的富集,经食物链进入人和动物体,构成对人类和家畜健康的危害。与其他类型的污染物相比,重金属不能被微生物分解,只能在环境中迁移和转化。通过矿山复垦绿化和超积累植物提取污染土壤中的重金属等生物措施正不断完善和发展,丛枝菌根在提高宿主植物抵御重金属毒害的能力、加快土壤中重金属元素的生物提取速度等方面的作用日益受到人们的关注。

丛枝菌根之所以能用于重金属污染土壤的生物修复是通过直接作用和间接作用两种方式实现的。丛枝菌根对重金属的直接作用机制可能有^[1]:

(1) 螯合作用:丛枝菌根真菌在菌丝内有可能提供结合重金属的位点,使重金属积聚于真菌中。当土壤中的重金属达到毒害水平时,真菌细胞壁分泌的粘液和真菌组织中的聚磷酸、有机酸等均能结合过量的重金属元素,减少重金属向地上部的转移而达到解毒作用^[2]。Dueck 等认为,菌根缓解 Zn 毒害可能是通过真菌表面的吸附作用,或是外生菌丝分泌的多糖物质的结合作用使其毒性降低^[3]。El-Kherbawy 等也认为重金属在真菌和土壤界面上可能被吸附或螯合^[4]。氨基酸能减轻重金属对菌根植物的毒害,有研究表明菌根植物根系中游离氨基酸组分发生变化,基性氨基酸的含量增加,其作用可能是和重金属结合而达到阻滞重金属由根系向地上部转移^[5]。Dehn 和 Schuepp 提出了真菌中具有半胱氨酸配位体,从而对过量的 Zn 和 Cd 起螯合作用^[6]。这种作用的提出是因为在菌根植物根系中检测出具有巯基结构的色氨酸,其在真菌细胞壁或基质界面

上能结合重金属。

(2) 丛枝菌根菌丝的“过滤”机制：Turnau 等^[7]采用能谱技术对生长在 Cd 污染土壤中的一种蕨菜 (*Pteridium aquilinum* L.) 的根系进行元素定位研究，发现这种菌根植物中真菌内部的 Cd、Ti、Ba 等重金属元素的含量比植物根细胞内高的多。大多数的 Cd 位于真菌细胞质中，且和含有 S 与 N 的聚磷酸盐颗粒结合在一起，同时有 Al、Fe、Ti 和 Ba 等元素的存在。他们认为菌丝内的聚磷酸盐可与重金属结合，减少向植物体运输，并把这种作用称为“过滤机制”。Cox 等认为聚磷酸盐颗粒形成于根外菌丝的顶端并且是通过细胞质流的方式运输的^[8]。但这种解说尚缺乏进一步的证据，还有待进一步研究。

丛枝菌根对重金属的间接作用主要是通过影响宿主植物来实现的，可能的机制有^[1]：

(1) 丛枝菌根改善宿主植物的矿质营养状况：丛枝菌根的主要功能之一就是改善宿主的矿质营养状况，尤其是 P 素营养。土壤中重金属离子如 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Mn^{2+} 等都可以与 HPO_4^{2-} 、 $H_2PO_4^-$ 等发生反应使土壤溶液中的磷酸根活度降低，造成植物吸 P 困难，而丛枝菌根真菌侵染能够显著改善植物的 P 营养状况^[1]。在 Zn 污染条件下，接种丛枝菌根真菌后，三叶草根系及地上部的含 P 量都显著增加^[9]。

(2) 丛枝菌根真菌侵染改变植物根系形态：菌根真菌的侵染使得宿主植物的根系生物量、根长等发生变化，而影响重金属的吸收和转移。Ricken 和 Hofner 在 Zn、Cd 和 Ni 污染的土壤中接种菌根真菌，发现苜蓿体内重金属由根系向地上部的转移量增加，而在燕麦体重金属由根系向地上部的转移量显著降低。他们认为这是由于菌根真菌的侵染使得燕麦根长增加，而使得苜蓿根长变短所致。燕麦根长增加了，根细胞壁表面积也随之增大，从而对重金属的结合能力也增强了，这样就减少了重金属向地上部的转移^[10]。

(3) 丛枝菌根改变根际的氧化还原状况：接种丛枝菌根真菌后，菌根植物的 Mn 害可明显得到缓解，植物体内 Mn 的含量显著降低^[11]。其原因是丛枝菌根的形成改变了宿主根系分泌物的数量和组成，进而影响到 Mn 氧化和 Mn 还原细菌的群落组成^[11~13]。接种菌根真菌的玉米根际中还原 Mn 的微生物减少，而在三叶草根际氧化 Mn 的微生物增加

了^[13]，结果使得菌根际 Mn^{2+} 向 Mn^{4+} 转化，Mn 的有效性降低，使植物减少了对 Mn 的吸收而减轻或避免其毒害作用。

丛枝菌根与土壤重金属污染的研究开始于 20 世纪 80 年代初，Bradley 等在调查英国矿区植物时发现，在金属尤其是重金属含量很高的矿区，植物非常稀疏，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^[2]。此后，许多生态和生理学家，从菌根植物在重金属污染环境中的生长和代谢反应的角度，讨论了菌根对于生长在重金属污染环境中植物的可能保护作用。

利用丛枝菌根对土壤重金属污染修复的研究已有很多。Bradley 等对酸性缺 P 的重金属污染土壤进行复垦，抗重金属的菌根真菌无论是对植物的存活和生长，还是对植物抵抗重金属的毒害都有促进作用^[14]。事实上，污染土壤中广泛存在着抗重金属的丛枝菌根真菌，其中大多数可以缓解重金属对植物的毒害。Abalel-Aziz 等发现在施用污泥的土壤中接种丛枝菌根真菌能显著提高植物体内 N、P、Zn、Mn、Cu、Ni、Cd、Pb、Co 等的含量^[15]。Lambert 和 Weidensaul 也有类似的发现^[16]。Joner 和 Leyval 证实生长在工业污染土壤中的菌根植物比非菌根植物体内含有更多的 P、Zn、Cd、Cu、Pb^[17]。但是丛枝菌根真菌对重金属的作用受到诸多因素的影响，如宿主植物的种类、宿主植物的基因型、土壤肥力、土壤 pH 等。另外不同真菌在侵染能力、菌丝的生长及 P 运输效率方面都存在差异，所以真菌的种类和生物学特性也影响其对重金属的抗性。在应用丛枝菌根真菌时要考虑到这些方面。

2 丛枝菌根对土壤有机污染的修复

2.1 丛枝菌根对有机烃类污染土壤的修复

多环芳烃(PAHs) 通常指含有 2 个或 2 个以上苯环以线状、角状或簇状排列的稠环化合物。在污染土壤中，它是一类广泛分布的有毒污染物，其主要来源于有机物的不完全燃烧或热解过程。PAHs 具有疏水性、蒸气压小及辛醇-水分配系数高的特点。随着苯环数量的增加，其脂溶性越强，水溶性越小，在环境中存在时间越长，遗传毒性越高，其致癌性随着苯环数的增加而增强。在世界范围内每年有约 43000t 的 PAHs 释放到大气中，同时有 230000 t 进入海洋环境。由于其较高的亲脂性，进入海洋环境中的 PAHs 易分配到生物体和沉积物中，并通过食

物链进入人体,对人类健康和生态环境具有很大的潜在危害,已引起各国环境科学家的极大重视。PAHs属难降解有机物,其降解难度一般随分子量的增大和环数的增加而增加。

作为植物与真菌的共生体,丛枝菌根在这方面的作用也是明显的。Leyval和Binet给生长在PAHs污染土壤中的黑麦草接种*G.mosseae*,发现其存活率和生长都提高了,在土壤含有5 g/kg PAHs时只有接种真菌的黑麦草才能成活^[18]。Joner和Leyval等发现接种*G.mosseae*的白三叶草在含PAHs的土壤中对P的吸收没有降低,而没接种的却降低了^[19]。Joner等发现土壤PAHs污染影响根际微生物区系^[20]。Binet等发现,在严重污染的土壤中,菌根化黑麦草明显比非菌根化黑麦草的存活率高,植物根际的降解显著比非根际土壤的高^[21]。菌根真菌很可能对葱的降解有一定的促进作用。所以丛枝菌根很可能是从通过影响宿主的营养状况而提高宿主对PAHs的抵抗力、促进PAHs的降解等多个途径发生作用。

2.2 丛枝菌根对酞酸酯类污染土壤的修复

酞酸酯类(PAEs)是约30种化合物的总称,一般为无色油状粘稠液体,难溶于水,易溶于有机溶剂,常温下不易挥发,主要用做塑料和橡胶的增塑剂,少量用于生产化妆品、涂料、香料、农药载体、驱虫剂等。随着地膜覆盖技术的推广和其他含PAEs载体的应用,PAEs在环境中的散布越来越广,如大气、土壤、水体、生物体等均已被检出有不同浓度的PAEs。PAEs具有降解速度慢、降解途径少、生物体对其富集作用强,具有致畸、致突变等特点。酞酸酯进入农田系统能使土壤质量和作物生长发育及产品品质受到影响。安琼等实验证明,DBP(邻苯二甲酸二丁酯)对蔬菜的减产幅度在12.8%~60%^[22]。所以,PAEs对环境的污染已引起了大家的重视。虽然在自然条件下,部分酞酸酯也能被降解,但这通常受环境因素影响很大。如DBP、DEHP(邻苯二甲酸二[2-乙基己基]酯)在土壤中的持留动态与土壤水分和温度有很大关系。

目前,利用菌根修复酞酸酯污染土壤的研究已取得很大进展。王曙光等以豇豆为供试植物,接种丛枝菌根真菌,研究丛枝菌根对菌根际(A)、菌丝际(B)和常规土(C)土层中不同浓度DEHP(4、20、100mg/kg)降解的影响。结果表明接种丛枝菌根真菌促进了DEHP在A、B、C土层中的降解,尤其在

B层的降解,说明菌丝在DEHP降解和转移过程中起了重要作用^[23]。但其具体作用原理尚需进一步研究。

2.3 丛枝菌根对石油污染土壤的修复

石油是链烷烃、环烷烃、芳香烃以及少量非烃化合物的复杂混合物,这些物质毒性大,有的有致癌、致突变等作用,因此被列为重要污染物。石油对土壤的污染主要是破坏土壤结构,影响土壤通透性,损害植物根部,阻碍根的呼吸与吸收,最终导致植物死亡。其次,污染物进入食物链造成人体损伤。一般采用物理、化学两种方法,前者通过焚烧而破坏大部分有机污染物,这种方法费用高,不利于处理。后者采用化学浸提,效果较好,但因易造成二次污染而受限制。生物处理法费用低,操作简单,无二次污染,应用前景广阔。生物法主要原理是微生物利用石油烃类作为C源进行同化降解,使其最终完全矿化,转变为无害的无机物质(CO₂和H₂O)的过程。石油的生物降解因其所含烃分子的类型和大小而异。

耿春女等^[24]发现丛枝菌根真菌的孢子不仅存在于石油污染土壤中,而且在油浓度10000 mg/kg时,其菌根侵染率仍高达82.86%。把筛选到的真菌接种到生长在油污染土壤中的三叶草上后,能促进植物的生长。菌根菌丝团通过形成微生物薄膜支持形态多样的细菌群,能间接促进原油的降解^[25]。Heinonsalo等提出了菌根根际假说:在自然界木质素富集的森林腐殖土或PHCs(Petrohydrocarbons)污染的土壤中,容易利用的富C基质分泌到根际,特别是分泌到广泛存在的菌根根际,使细菌群利用C源的能力加强,促进了石油污染土壤中矿物油的降解^[26]。

2.4 丛枝菌根对农药污染土壤的修复

农药的广泛使用对保障作物生长和提高作物产量发挥了巨大作用,但也引起了严重的土壤污染。虽然土壤自身的净化作用(如挥发、扩散、稀释、吸附、降解等)可以减少土壤中农药的污染程度,但是如果进入土壤中的农药含量在数量和速度上超过土壤的自净能力,即超过土壤的环境容量,终将会导致土壤的农药污染。土壤的农药污染,不仅会改变土壤的正常结构和功能,影响植物的生长发育,而且可通过食物链影响人体健康。所以,土壤农药污染的修复技术引起了研究者的极大关注。

菌根化植物对农药有很强的耐受性,并能把一

些有机成分转化为菌根真菌和植株的养分源,降低农药对土壤的污染程度。林先贵等研究了施用绿麦隆、二甲四氯和氟乐灵的土壤接种菌根对白三叶草生长的影响,发现接种丛枝菌根真菌后,植株的菌根侵染率、生长量和 N、P 的吸收都显著高于不接种的对照植株^[27]。Menendez 等发现,菌根真菌 *G.mosseae* 侵染的大豆,其生长不受杀虫剂乐果的影响,施用 0.5ml/L 的乐果反而增加了 *G.mosseae* 的孢子萌发^[28]。Schreiner 和 Bethlenfalvay 发现接种丛枝菌根真菌可以减轻杀真菌剂的胁迫作用^[29]。

3 丛枝菌根对放射性土壤污染的修复

对放射性污染土壤的修复一直是比较棘手的问题。近几年,国外有报道多种植物可以吸收污染土壤中的放射性核素^[30]。利用富集性植物修复放射性污染土壤已被证明是一个经济可行的修复放射性核素区域污染的方法^[31]。Weiersbye 等证实 U 可以积累于丛枝菌根真菌的泡囊和孢子中^[32]。Rufyikiri 等证实丛枝菌根真菌 *G.intraradices* 能增加 ²³³U 的可移动性,促进 ²³³U 向胡萝卜根内的转移和积累^[33]。Entry 等发现,巴哈雀稗、宿根高粱和柳枝稷自身能吸收土壤中的 ¹³⁷Cs 和 ⁹⁰Sr,但接种 *G.mosseae* 和 *G.intraradices* 后,能增加每种草的地上部分生物量,提高植物组织中 ¹³⁷Cs 和 ⁹⁰Sr 的浓度和积聚率,尤其以 *G.mosseae* 接种宿根高粱效果最为明显。总之,接种后的草类有效除去了土壤中的放射性核素,在一定程度上用菌根植物修复和开垦放射性核素污染的土壤是一个可行的对策^[34]。

4 丛枝菌根对退化土壤生态系统的修复

土壤退化(包括各种原因引起的土壤侵蚀、贫瘠化、盐碱化、荒漠化、酸化)不仅为全球所关注,而且是关系到我国农业可持续发展的重大问题。仅我国北方荒漠化土地面积就多达 $3.0 \times 10^5 \text{ km}^2$ 以上^[35]。我国南方丘陵区土壤退化问题也很突出,水土流失面积 $8.0 \times 10^7 \text{ hm}^2$,养分贫瘠化 $1.9 \times 10^7 \text{ hm}^2$,污染土壤 $3.2 \times 10^6 \text{ hm}^2$,酸化土壤 $3.2 \times 10^6 \text{ hm}^2$ ^[36]。因而探讨恢复和重建退化土壤的途径已成为农业持续发展的重要内容。

丛枝菌根不仅能改善植物的营养状况,促进植物生长,提高植物的抗逆性和抗病性,同时也能改善土壤结构。有试验表明,丛枝菌根菌丝体的长度、活性和位置对土壤结构的稳定性有重要的作用^[37],

而且丛枝菌根对于维持宿主植物的多样性有重要作用,对植物的群落结构及生态系统功能有重要意义^[38,39],国内外多数专家、学者认为菌根生物技术在退化土壤生态系统的恢复重建中应发挥重要作用。

事实上,丛枝菌根真菌广泛分布于如高山,低地,海滩,荒漠,盐碱滩和盐碱地,重金属污染土壤,煤矿土及一些工业污染区、废矿区,退化草原,水土流失地、火烧迹地等各种逆境环境中,并且许多研究发现接种丛枝菌根真菌可以提高植物的抗逆能力如抗盐碱^[40]、抗酸^[41]、抗病^[1]、抗旱^[42,43]、抗重金属等。

国内外对丛枝菌根在脆弱土壤生态系统恢复中的应用作了大量研究。张文敏等把丛枝菌根用于矿山复垦研究,发现复垦地接种丛枝菌根后,可显著提高植物生物学产量和加速培肥土壤^[44]。林先贵等通过温室和田间试验证明了丛枝菌根在加速侵蚀土壤植被恢复中有较大作用^[45]。接种丛枝菌根具有抵消由于覆土少而导致的植株产量降低的潜力,其对粉煤灰充填复垦的植被重建具有重要作用^[46]。在半干旱地区、干旱地区、热带地区等地植被恢复中都有应用菌根的报道。Perry 和 Amaranthus 把菌根应用于林地恢复中^[47]。在日本利用丛枝菌根技术成功修复了火山活动破坏地的植被^[48]。Cuenca 等将丛枝菌根应用于委内瑞拉南部的生态重建,使因修筑水电站而毁坏的萨王那的植被得到恢复^[49]。Herrera 等用接种了丛枝菌根和根瘤菌的豆科植物对荒漠化生态系统进行植被恢复^[50]。Vangronsveld 等在一冶炼场用过的工业荒地上栽种金属固定能力很强的毛剪股颖(*Agrostis capillaris*)和紫羊茅(*Festuca rubra*)后,一个良好的植被很快形成,5年后,发现土壤的植物毒性处在较低水平,土壤溶液中金属组分为未接种的 1/70,植物丰度也高了很多,并有几种不耐金属的杂草生长^[51]。丛枝菌根生物技术还较多地应用于工业废矿区的修复中。Noyd 等把菌根真菌 *G.intraradice* 和 *G.claroideum* 接种到牧草上,成功地恢复了矿渣地的植被,达到了修复和复垦的目的^[52]。Szegi 和 Vörös 利用菌根作物和树木复垦矿区废弃土壤,得到较好效果^[53]。在煤矿废弃物污染土壤的生物修复中丛枝菌根也发挥了重要作用^[54]。

5 问题与展望

丛枝菌根生物修复污染还存在一些问题有待研究。丛枝菌根的修复机理研究,尤其是要利用分

子生物学技术开展分子水平的研究。丛枝菌根如何促进污染物的吸收或运输、迁移或转化、积累或降解等过程的作用机理还不很清楚，许多还存在争议或停留在假说阶段。研究这些机理的内在联系对于丛枝菌根生物修复是必要的。加强高效菌种筛选和驯化，尤其是极端环境中的丛枝菌根真菌很可能具有特殊的生物学特性，对其进行筛选和驯化后，可能获得能修复多种污染物的优良菌种。菌剂的生产，如何降低生产成本并保证质量和性能是推广丛枝菌根菌剂的前提。丛枝菌根真菌还无法纯培养，目前已有的毛氏纯盆培养法、静止液培法、流动液培法、喷雾液培法等生产成本很高，限制了其大面积的应用。还应该建立一套完整可行的保存方法、质量检测 and 有效性评价标准以及应用技术。

随着土壤生物修复技术的不断发展，菌根生物修复技术的研究和应用也显示了良好的前景。首先，在环保意识和可持续发展思想被人们普遍接受的今天，生物修复技术越来越得到人们的认可。而菌根生物修复技术的环保作用明显，不易造成再次污染，生态风险小，且该方法应用简便，经济实惠。其次，丛枝菌根真菌资源丰富，生物学特性各异，分布于各生态环境，尤其是逆境环境中，这为优良菌种的筛选提供了可能。另外分子生物学技术的发展也为构建高效修复污染土壤的基因工程菌提供了可能。所以，菌根生物修复技术在污染土壤生物修复中的应用研究值得更多的关注。

参考文献

- 1 李晓林, 冯固等. 丛枝菌根生态生理. 北京: 华文出版社, 2001, 194 ~ 195
- 2 Bradley R, Burt AJ, Read DJ. Mycorrhizal infection and resistance to heavy metal toxicity in *Calluna vulgaris*. *Nature*, 1981, 292: 336 ~ 337
- 3 Dueck TA, Visser P, Ernest WHO, Schat H. Vesicular-arbuscular mycorrhizas decrease zinc-toxicity grasses in zinc polluted soil. *Soil Biol Biochem*, 1986, 18: 331 ~ 333
- 4 El-Kherbawy M, Angle JS, Heggio A, Chaney RL. Soil pH, rhizobia and vesicular mycorrhizas inoculation effects on growth and heavy metal uptake of alfalfa (*Medicago sativa* L.). *Biol. Fertil. Soils*, 1989, 8: 61 ~ 65
- 5 熊礼明. VA 菌根降低植物对重金属镉的吸收. *植物资源与环境*, 1993, 2: 58 ~ 60
- 6 Dehn B, Schuepp H. Influence of VAM on the uptake and distribution of heavy metals in plants. *Agric Ecosyst Environ.*, 1989, 29: 79 ~ 83
- 7 Turnau K, Kortke L, Oberwinkler F. Element localization in mycorrhizal roots of *Pteridium aquilinum* (L) Kuhn collected from experimental plots treated with Cadmium dust. *New Phytol.*, 1993, 121: 313 ~ 317
- 8 Cox G, Morgan KJ, Sanders F, Nockolds C, Tinker PB. Translocation and transfer of nutrients in vesicular-arbuscular mycorrhizas. III. Polyphosphate granules and phosphate translocation. *New Phytol.*, 1980, 84: 649 ~ 659
- 9 陶红群, 李晓林, 张俊铃. 锌污染条件下 VA 菌根对三叶草生长和元素吸收的影响. *应用与环境生物学报*, 1997, 3 (3): 263 ~ 267
- 10 Ricken B, Hofner W. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) on heavy metal tolerance of alfalfa (*Medicago sativa* L.) and oat (*Avena sativa* L.) on a sewage-sludge treated soil. *Z. Pflanz. Bodenkn.*, 1996, 159: 189 ~ 194
- 11 Posta K, Marschner H, Romheld V. Manganese reduction in rhizosphere of mycorrhizal and nonmycorrhizal maize. *Mycorrhiza*, 1994, (5): 119 ~ 124
- 12 Kothari SK, Marschner H, Romheld V. Effect of a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus and rhizosphere microorganisms on Manganese reduction in the rhizosphere and Manganese concentrations in maize (*Zea mays* L.). *New Phytol.*, 1991, 117: 649 ~ 655
- 13 Arines J, Porto ML, Vilarino A. Effect of Mn on VAM development in red clover plants on soil Mn-oxidizing bacteria. *Mycorrhiza*, 1992, (1): 127 ~ 131
- 14 Bradley R, Burt AJ, Read DJ. The biology of mycorrhiza in the Ricaceae. VIII. The role of mycorrhizal infection in heavy metal resistance. *New Phytol.*, 1982, 91: 197 ~ 209
- 15 Abalel-Aziz RA, Radwan SMA, Dahdon MS. Reducing the metals toxicity in sludge amended soil using VA mycorrhizae. *Egypt J. Microbial*, 1997, 32 (2): 217 ~ 234
- 16 Lambert DH, Weidensaul TC. Element uptake by mycorrhizal soybean from sewage-treated soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1991, 55(2): 393 ~ 398
- 17 Joner EJ, Leyval C. Time course of heavy metal uptake in maize and clover as affected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes. *Biol. Fertil. Soils*, 2001, 33 (5): 351 ~ 357
- 18 Leyval C, Binet P. Effect of polyaromatic hydrocarbons in

- soil on arbuscular mycorrhizal plants. *J. Environ. Qual.*, 1998, 27(2): 402 ~ 407
- 19 Joner EJ, Leyval C. Influence of arbuscular mycorrhiza on clover and ryegrass grown together in a soil spiked with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Mycorrhiza*, 2001, 10 (4): 155 ~ 159
- 20 Joner EJ, Johansen A, Loibner AP, Dela Cruz MA, Szolar OHJ, Portal JM, Leyval C. Rhizosphere effects on microbial community structure and dissipation and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in spiked soil. *Environ. Sci. Technol.*, 2001, 35 (13): 2773 ~ 2777
- 21 Binet P, Portal JM, Leyval C. Dissipation of 3 to 6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, 32:2011 ~ 2017
- 22 安琼, 靳伟, 李勇, 徐瑞微. 酞酸酯类增塑剂对土壤-作物系统的影响. *土壤学报*, 1999, 36 (1): 118 ~ 125
- 23 王曙光, 林先贵, 尹睿. VA 菌根对土壤中 DEHP 降解的影响. *环境科学学报*, 2002, 22(3): 369 ~ 373
- 24 耿春女, 李培军, 陈素华, 肖宝英, 张海荣, 韩桂云, 张春桂. 不同 AM 真菌对三叶草耐油性的影响. *应用与环境生物学报*, 2002, 8 (6): 648 ~ 652
- 25 Sarand I, Timonen S, Nurmiaho-Lassila EL, Koivula T, Haahtela K, Remantschuk M, Sen R. Microbial biofilms and catabolic plasmid harbouring degradative fluorescent pseudomonads in Scots pine mycorrhizospheres developed on petroleum contaminated soil. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 1998, 27: 115 ~ 126
- 26 Heinonsalo J, Jorgensen K, Haahtela K, Sen R. Effect of *Pinus sylvestris* root growth and mycorrhizosphere development on bacterial Carbon source utilization and hydrocarbon oxidation in forest and petroleum-contaminated soil. *Can. J. Microbiol.*, 2000, 46: 451 ~ 464
- 27 林先贵, 郝文英, 施亚琴. 三种除草剂对 VA 菌根真菌的侵染和植物生长的影响. *环境科学学报*, 1991, 11 (4): 439 ~ 444
- 28 Menendez A, Martínez A, Chiocchio V, Venedikian N, Ocampoy JA, Godeas A. Influence of the insecticide dimethoate on arbuscular mycorrhizal colonization and growth in soybean plants. *Int. Microbiol.*, 1999, 2: 43 ~ 45
- 29 Schreiner PR, Bethlenfalvay GJ. Plant and soil response to single and mixed species of arbuscular mycorrhizal fungi under fungicide stress. *Appl. Soil Ecol.*, 1997, 7 (1): 93 ~ 102
- 30 Broadley, MR, Wiley, NJ. Differences in root uptake of radiocaesium of 30 plant taxa. *Environ. Pollut.*, 1997, 97 (1): 11 ~ 15
- 31 Coughtrey PJ, Kirton JA, Mitchell NG, Morris C. Transfer of radioactive Caesium from soil to vegetation and comparison with Potassium in upland grasslands. *Environ. Pollut.*, 1989, 62: 281 ~ 315
- 32 Weiersbye IM, Straker CJ, Przybylowicz WJ. Micro-PIXE mapping of elemental distribution in arbuscular mycorrhizal roots of the grass, *Cynodon dactylon*, from Gold and Uranium mine tailing. *Nucl. Instrum. Meth. B*, 1999, 158: 335 ~ 343
- 33 Rufyikiri G, Thiry Y, Wang L, Delvaux B, Declerck S. Uranium uptake and translocation by the arbuscular mycorrhizal fungus, *Glomus intraradices*, under root-organ culture conditions. *New Phytol.*, 2002, 156 (2): 275 ~ 281
- 34 Entry JA, Watrud LS, Reeves M. Accumulation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi. *Environ. Pollut.*, 1999, 104: 449 ~ 457
- 35 蔡运龙. 自然资源学原理. 北京: 科学出版社, 2000
- 36 赵其国. 我国红壤退化问题. *土壤*, 1995, 27 (6): 281 ~ 285
- 37 Miller RM, Jastrow JD. Mycorrhizal fungi influence soil structure. In: Kapulnik Y, Douds DD. eds. *Arbuscular Mycorrhizas: Physiology and Function*. Kluwer, Dordrecht. 2000, 3 ~ 18.
- 38 Van der Heijden MGA, Boller T, Wiemken A, Sanders IR. Different arbuscular mycorrhizal fungi species are potential determinants of plant community structure. *Ecology*, 1998, 79(6):2082 ~ 2091
- 39 Van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglis P, Streitwolf-Eegel R, Boller T, Wienken A, Sander IR. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, 1998, 396: 69 ~ 72
- 40 冯固, 白灯莎, 杨茂秋, 李晓林, 张福锁, 李生秀. 盐胁迫下 AM 真菌对玉米生长及耐盐生理指标的影响. *作物学报*, 2000, 26: 743 ~ 750
- 41 Lin XG, Wang SG, Shi YQ. Tolerance of VA mycorrhizal fungi to soil acidity. *Pedosphere*, 2000, 11(2):105 ~ 113
- 42 Kizhaeral S, Subramanian, Charest C. Arbuscular mycorrhizae and Nitrogen assimilation in maize after drought and recovery. *Physiol. Plantarum*, 1998, 102:285 ~ 296

- 43 Kizhaeral S, Subramanian, Charest C. Acquisition of N by external hyphae of an arbuscular mycorrhizal fungus and its impact on physiological response in maize under drought-stressed and well-watered conditions. *Mycorrhiza*, 1999, 9:69 ~ 75
- 44 张文敏, 张美庆, 孟娜, 孙小凤. VA 菌根用于矿山复垦的基础研究. *矿冶*, 1996, 5 (3): 17 ~ 21
- 45 林先贵, 廖继佩, 施亚琴. VA 菌根真菌在退化红壤恢复重建中的应用. *土壤与环境(台湾)*, 2002, 5 (3): 221 ~ 232
- 46 毕银丽, 胡振琪, 司继涛, 全文智. 接种菌根对充填复垦土壤营养吸收的影响. *中国矿业大学学报*, 2002, 31 (3): 252 ~ 257
- 47 Perry DA, Amaranthus MP. The use of mycorrhizal fungi and associated organisms in forest restoration. In: Pilarski M. ed. *Restoration Forestry, an International Guide to Sustainable Forestry Practices*. Kivakí Press, Durango, 1994, 525: 87 ~ 91
- 48 Marumoto T, Kohno N, Ezaki T, Okabe H. Reforestation of volcanic devastated land using the symbiosis with mycorrhizal fungi. *Soil Microorganisms*, 1999, 53:81 ~ 90
- 49 Cuenca G, Lovera M. Vesicular-arbuscular mycorrhizae in disturbed and revegetated sites from La Gran Sabana, Venezuela. *Can. J. Bot.*, 1992, 70:73 ~ 79
- 50 Herrera MA, Salamanca CP, Barea JM. Inoculation of woody legumes with selected arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobia to recover desertified Mediterranean ecosystems. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1993, 59: 129 ~ 133
- 51 Vangronsveld J, Colpaert JV, Van Tichelen KK. Reclamation of a bare industrial area contaminated by nonferrous metals: physicochemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environ. Pollut.*, 1996, 94 (2):131 ~ 140
- 52 Noyd RK, Pflugar FL, Norland MR. Field response to added organic matter, arbuscular mycorrhizal fungi and fertilizer in reclamation of taconite iron ore tailing. *Plant Soil*, 1996, 179: 89 ~ 97
- 53 Szegi J, Vörös I. Research on the VAMs during the recultivation of mining spoils in Hungary and Poland - The role of VAM fungi in biological reclamation using crops and trees. *Int. Symp. EC "Open Cut Coal Mining and the Environment" Nottingham*, 12 ~ 16. Oct., 1992, 9 ~ 13
- 54 Lindsey DL, Cress WA, Aldon AF. The effects of endomycorrhizae on growth of rabbit brush, four-wing salt brush, and corn in coal mine spoil material. *USDA Forest Service Research Note RM*, 1977, 343:1 ~ 6

ARBUSCULAR MYCORRHIZA AND SOIL REHABILITATION

WANG Fa-yuan LIN Xian-gui ZHOU Jian-min

(*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008*)

Abstract As one of mutual symbiosis formed between plants and Glomales fungi, arbuscular mycorrhiza has the widest distribution in the nature. The application of arbuscular mycorrhiza for soil rehabilitation was paid more and more attention to with the development of mycorrhiza research in the recent years. The role of arbuscular mycorrhiza in rehabilitating soils polluted by heavy metals, organic matters, radioactive contaminants, and soil deterioration was reviewed. The present problems and future prospects were also discussed.

Key words Arbuscular mycorrhiza, Soil rehabilitation, Soil pollution