

生物修复重金属污染土壤技术研究进展

刘保平¹, 王宁² (1. 安徽省环境工程评估中心, 安徽合肥 230061; 2. 安徽大学资源与环境工程学院, 安徽合肥 230601)

摘要 介绍了生物修复的特点及分类, 从动物修复、微生物修复、植物修复、植物-微生物协同修复 4 个方面, 综述了生物修复重金属污染土壤技术的研究进展, 并从探寻重金属超积累植物, 开发生物土壤改良剂和吸附剂, 筛选耐重金属的根际微生物及创新应用联合修复技术几方面进行了展望。

关键词 生物修复; 重金属污染; 土壤

中图分类号 S181 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2016)19-067-03

Advances in Researches on Bio-remediation Technique for Heavy Metal Polluted Soil

LIU Bao-ping¹, WANG Ning² (1. Anhui Environment & Engineering Evaluation Center, Hefei, Anhui 230061; 2. School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei, Anhui 230601)

Abstract Firstly, characteristics and classification of bio-remediation were introduced. Then, from animal remediation, microorganism remediation, plant remediation, and plant-microorganism combined remediation, it made an overview of advances in researches on bio-remediation technique for heavy metal polluted soil. Finally, it put forward prospects from exploring super plants, developing biological soil modifying and adsorbing agent, screening out heavy metal tolerant rhizospheric microorganisms, and innovating the application of combined remediation technique.

Key words Bio-remediation; Heavy metal pollution; Soil

我国是世界上耕地资源极其匮乏的国家, 近年来土壤污染问题凸显^[1]。农业部环境监测系统调查表明, 近年来全国 24 个省(市)城郊、污水灌溉区、工矿等经济发展较快地区的 320 个重点污染区中, 污染超标的大田农作物种植面积为 60.6 万 hm^2 , 占监测调查总面积的 20%, 其中重金属含量超标的农产品产量占污染物超标农产品总量的 80% 以上, 尤其是 Pb、Cd、Hg、Cu 及其复合污染最为突出^[2-3]。

我国土壤重金属污染主要来源于污水灌溉、工业废渣、城市垃圾、工业废弃物堆放及大气沉降^[4]。污水中占较大比例的工业废水成分复杂, 不同程度地含有生物难降解的多种重金属, 是土壤重金属污染物的主要来源^[5]。土壤重金属污染导致土壤环境质量恶化, 破坏了土壤生态系统的良性循环, 破坏了人类的生存环境, 对人们生产和活动、粮食安全造成了严重影响^[6-9]。重金属污染土壤的修复技术有物理修复、化学修复和生物修复等, 目前人们逐渐将重金属污染治理的研究重点转向生物修复技术^[10-13]。生物修复土壤重金属污染技术是利用生物作用, 降低土壤中重金属含量或减小其毒性。生物修复的机制一是通过生物作用改变重金属在土壤中的化学形态, 使重金属固定或解毒, 降低其在土壤环境中的移动性和生物可利用性; 二是通过生物吸收、代谢、挥发等机制对重金属进行削减、净化与固定。笔者对生物修复重金属污染土壤技术进行了综述, 以期对重金属污染治理的进一步研究奠定基础。

1 生物修复的特点及分类

1.1 特点 生物修复是指利用生物的生命代谢活动消除或富集进入环境中的有毒有害物质, 降低其有效浓度或使其无害化, 部分或完全恢复被污染环境的生态环境功能的过程。研究和实践表明, 传统的物理和化学修复技术存在修复成本高, 污染物去除不彻底, 易导致二次污染和存在环境健康风

险。而采用环境生物修复技术时, 最终产物大多是无害、稳定的物质, 如二氧化碳、水、氮气等, 处理费用低, 处理效果好, 对环境的影响小, 不易造成二次污染, 且适用范围广, 操作简单, 可以就地进行处理等, 越来越受到人们的青睐^[10-13]。

1.2 分类 重金属污染土壤的生物修复有多种分类方式, 按照被污染土壤的空间位置是否移动可分为原位生物修复和异位生物修复, 原位修复是指被污染土壤在原址进行生物修复处理, 异位修复是指将被污染的介质(土壤或水体)搬动或输送到他处进行的生物修复处理。按生物修复所利用的生物物种可分为动物修复、微生物修复、植物修复和联合修复等。

2 重金属污染土壤生物修复技术

2.1 动物修复技术 动物修复技术是利用土壤中某些动物吸收土壤中的重金属, 降低污染土壤中重金属的含量。陈旭飞等^[14]应用蚯蚓修复重金属污染土壤^[14]。蚯蚓是陆地生态系统中生物量最大的无脊椎土壤动物, 以有机物为主要食源, 通过取食活动直接或间接地对土壤产生积极的影响, 对土壤生态系统的物理、化学、生物学性质的演化及植物生长、生态环境的改变等均有举足轻重的作用。

Ireland^[15]研究发现, 蚯蚓的黄色细胞对 Cd 和 Pb 有较强的吸收力, 可以利用体内的金属硫蛋白固定金属, 在组织内蓄积高质量重金属而不受生理学影响。蚯蚓经肠道吸收的重金属镉和铅, 在黄色细胞的小球形黄色素和囊泡中固定化, 生成无生物毒性的镉-金属硫蛋白、铅-金属硫蛋白形态, 从而富集重金属。蚯蚓能通过提高土壤重金属的活性使植物吸收重金属的效率增加。俞协治等^[16]研究发现, 蚯蚓活动能明显提高红壤 Cu 的生物有效性, 使红壤中 DTPA 提取态 Cu 的含量明显增加, 从而提高植物对重金属的吸收和富集效率。由此可见, 在重金属污染土壤中放养蚯蚓, 待其富集重金属后, 采用电激、清水等方法驱出蚯蚓, 集中处理,

作者简介 刘保平(1978-), 女, 安徽枞阳人, 工程师, 硕士, 从事环境影响评价及评估研究。

收稿日期 2016-06-15

对重金属污染土壤有一定治理效果。

2.2 微生物修复技术 土壤微生物是土壤中的活性胶体,表面大、带电荷、代谢活动旺盛。受到重金属污染的土壤,往往富集多种耐重金属的土壤微生物,如真菌和细菌。微生物虽不能将重金属彻底降解,但是可以对重金属进行固定、移动或转化,改变其在环境中的迁移特性和形态,从而进行生物修复。

2.2.1 对重金属离子的生物吸附和富集。微生物可通过带电荷的细胞表面吸附重金属离子,或通过摄取必要的营养元素主动吸收重金属离子,将重金属离子富集在细胞表面或内部。Bond等^[17]研究表明,根霉对 UO_2^{2+} 和 Cu^{2+} 离子的最大吸附量达820和210 mmol/kg,木霉、小刺青霉和深黄被包霉即使在pH很低的情况下,对Zn、Cd、Hg、Pb等仍有很强的富集作用;王亚雄等^[18]研究表明,pH为5~6时,类产碱单胞菌和藤黄微球菌对 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 有较强的吸附。微生物还能与土壤中其他组分竞争吸附重金属离子^[19];Lovley等^[20]研究发现,真菌死细胞及其组分如纤维素对 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 的吸附能力较蒙脱石和针铁矿高^[20]。

2.2.2 对重金属离子的生物转化。

2.2.2.1 氧化还原作用。土壤中的一些重金属元素存在多种化合价,其生态毒性也不同。土壤微生物能将高价金属离子还原成低价态,将有机态金属还原成单质,一些金属在这个过程中毒性降低甚至消失。戴欣等^[21]研究发现,在含有200 mg/L HgCl_2 的液体培养基中,烟草头孢酶F2生长16 h,可使溶液中汞含量降低90%,这表明 HgCl_2 能被还原成汞元素,约有12%的汞挥发,7%的汞被菌体吸附,其余以元素汞的形式沉积在培养液底部。微生物还能氧化一些重金属元素,有些自养细菌如硫铁杆菌类能氧化 As^{3+} 、 Fe^{2+} 、 Mo^{4+} 、 Cu^+ 等,使这些金属离子的活性降低。

2.2.2.2 甲基化作用。汞、砷、镉、铅等金属或类金属离子都能够微生物的作用下发生甲基化反应。假单胞菌属在金属及类金属离子的甲基化作用中具有重要贡献,它们能够使许多金属或类金属离子发生甲基化反应,从而使金属离子的活性或毒性降低^[22]。但有些离子甲基化后毒性会变强,如甲基汞的生物毒性较无机汞高出50~100倍^[23]。

2.2.3 微生物对重金属离子的络合和沉淀。在土壤环境中,微生物代谢作用能产生多种低分子量的有机酸,这些有机酸能够与重金属离子络合,从而降低重金属的生物有效性。如真菌可以通过分泌氨基酸、有机酸及其他代谢产物络合重金属及含重金属的矿物。Caccavo等^[24]研究发现,在营养充分的条件下,微生物可以促进Cd的淋溶,从土壤中溶解出的Cd主要和低分子量的有机酸结合。王瑞兴等^[25]研究发现,在土壤中接种菌株,利用其在底物诱导下产生的酶化作用分解产生 CO_3^{2-} ,从而矿化土壤中的有效态重金属,使其沉积为稳定态的碳酸盐。

2.2.4 对重金属-有机络合物的生物降解。土壤中有些重金属形成重金属-有机络合物,影响其在土壤中的生物有效性,一些微生物能够降解这类络合物,所生成的重金属以

氢氧化物或生物吸附的形式沉淀,从而达到修复重金属污染的目的。郭学军等^[26]开展的根瘤菌对柠檬酸-重金属络合物的降解试验表明,不同类型的重金属,其柠檬酸络合物的降解速率不同。重金属离子与低分子量有机物形成的复合物的生物稳定性主要取决于有机配体和微生物的种类及重金属对微生物的毒性,而与重金属-有机复合体的化学稳定性关系不大。

2.3 植物修复技术 植物修复是一种利用自然生长植物或遗传培育植物修复重金属污染土壤的技术总称,通常是利用植物对重金属的忍耐力、分泌物、超量积累能力等实现对重金属污染环境的修复。

2.3.1 植物挥发法。植物挥发是利用植物的吸收、积累和挥发作用减少土壤污染物,也就是将污染物吸收到体内后将其转化为气态物质,释放到大气中,达到修复重金属污染土壤目的的过程^[27]。Meagher等^[28]研究表明,杨麻能够使土壤中的 Se^{3+} 转化为低毒的甲基硒,并挥发去除,海藻能吸收并挥发砷,烟草可使毒性大的 Hg^{2+} 转化为气态的单质汞。另有研究表明,一些转基因植物如拟南芥也能将有机汞和无机汞盐转化为气态单质汞。

2.3.2 植物提取法。植物提取是指利用重金属积累植物将土壤中的重金属提取出来,富集并搬运到植物根部可收割部分或植物地上的部位,从而实现受重金属污染土壤的修复^[29]。这类植物主要有超积累植物和螯合剂诱导积累植物2类。超积累植物是指能超量吸收重金属,并能将其运移到地上部的植物^[30]。植物提取的效益取决于植物地上部分重金属含量及其生物量,因而寻找和培养生物量大、生长速率快、生长周期短的超积累植物,是提高植物提取技术效益的长期策略,甚至这些植物收割后还能进行重金属提炼,实现重金属的回收利用。目前,我国发现的超积累植物有Mn超积累植物商陆^[31],Cd超积累植物油菜^[32],Pb、Zn超积累植物续断菊^[33],As超积累植物蜈蚣草^[34]、大叶井口边草^[35]等。螯合诱导积累植物是利用速生的重金属积累植物与螯合辅助剂EDTA、柠檬酸等配合,促进植物对重金属的吸收积累^[36]。顾继光等^[37]研究发现,芥菜可吸收少量Pb,在土壤中加入人工合成的螯合剂,可促进芥菜对Pb的吸收^[37]。

2.3.3 植物固化法。植物固化法是利用耐重金属植物或超积累植物根际分泌的一些特殊物质固定化土壤中的重金属,降低重金属的生物活性和物理化学活性,减少重金属被淋溶到地下水或通过空气扩散进一步污染环境的可能性^[38]。在该过程中,植物通过保护污染土壤少受侵蚀、渗漏来防止金属污染物的淋移,同时通过根部积累、沉淀或根表吸收加强重金属的固定。其中,最有应用前景的是铅和铬的固化。土壤中铅离子的生物有效性较高,植物将其固定化为磷酸盐矿物后就比较难溶和难于被生物所利用。

2.4 植物-微生物协同修复技术 植物-微生物协同修复是指真菌感染植物根系后形成共生体菌根,菌根分泌的多种酶能分解土壤中的有机物和矿物质,产生多种植物激素和生长调节物质,调控植物生理活动,促进植物健康生长,提高植

物的抗病性和生存能力^[39]。

丛枝菌根真菌 (*Arbuscular mycorrhizal fungi*, AMF) 广泛分布于土壤生态系统中,能与 90% 以上的陆生高等植物根系建立共生关系,形成丛枝菌根,是常用的强化植物修复的真菌^[40-42]。杨秀梅等^[43]研究发现,菌根真菌能极大地提高铜在玉米根系中的浓度和吸收量,而玉米地上部分的铜浓度和吸收量变化不显著,这说明丛枝菌根有助于消减铜由玉米根系向地上部分的运输。Whiting 等^[44]研究发现,接种根际细菌后土壤溶液中的锌含量增加,遏蓝菜地上部分的鲜重和锌含量均提高 1 倍,根部对锌的吸收能力增加 3 倍,这是由于细菌产生了一种能被根系吸收的锌整合载体。赵静^[45]研究发现,里氏木霉 FS10 - C (*Trichoderma reesei* FS10 - C) 同时具有铜抗性、促进植物生长特性、增强植物抗铜胁迫和积累铜特性以及增强土壤铜有效性等多种与铜污染修复相关的功能。罗巧玉等^[46]研究发现,AMF 能够增强宿主植物对土壤重金属胁迫的耐受性,因此利用 AMF 开展重金属污染土壤的生物修复已经引起环境学家和生态学家的广泛关注,正从物理性防御体系的形成、对植物生理代谢的调控、生化拮抗物质的产生、基因表达的调控等角度,探究 AMF 在重金属污染土壤生物修复中的作用机理和应用实践。

3 展望

重金属的生物修复技术不仅效果好、实施简便、投资较少、对环境干扰少、运行费用低,杜绝了二次污染,还有利于生态环境的改善,在治理污染的同时,还能获得一定的经济效益。目前,重金属污染土壤的生物修复技术研究取得了很大的进展,但是仍存在一定局限性,如生物修复持续时间长,见效慢,受环境影响大及不适合于严重污染土壤的修复等。因此,今后应在以下几个方面展开深入研究:①继续探寻重金属超积累植物,研究植物的重金属积累机理,利用基因工程技术提高大型植物的重金属积累量;②从经济效益和社会效益等方面开发优良的生物土壤改良剂和吸附剂;③研究重金属污染环境中植物根系与根际环境微生物类群的相互作用,筛选可供应用的耐重金属,并促进植物生长的根际微生物;④创新应用生物修复与其他修复技术的联合修复技术。

参考文献

[1] 宋伟,陈百明,刘琳. 中国耕地土壤重金属污染概况[J]. 水土保持研究,2013(2):293-298.

[2] 罗辉,朱易春,冯秀娟. 重金属污染土壤的生物修复技术研究进展[J]. 安徽农业科学,2015,43(5):224-227.

[3] 孙波,周生路,赵其国. 基于空间变异分析的土壤重金属复合污染研究[J]. 农业环境科学学报,2003,22(2):248-251.

[4] 王文兴,童莉,海热提. 土壤污染物来源及前沿问题[J]. 生态环境,2005,14(1):1-5.

[5] 娄燕宏,诸葛玉平,顾继光,等. 粘土矿物修复土壤重金属污染的研究进展[J]. 山东农业科学,2008(2):68-72.

[6] WANG X Y. Characteristic and environmental risk assessment of heavy-metals in farmland soil of based on speciation analysis[J]. Informatics and management science,2013,204:213-220.

[7] 郑喜坤,鲁安怀,高翔,等. 土壤中重金属污染现状与防治方法[J]. 土壤与环境,2002,11(1):79-84.

[8] 何翔,吴海. 生物修复技术在重金属污染治理中的应用[J]. 化学通报,2005,68(1):36-42.

[9] 栗萍. 重金属污染土壤的生物修复[J]. 绿色科技,2014(8):207-210.

[10] 郑良永,林家丽,曹启民,等. 污染土壤生物修复研究进展[J]. 广东农业科学,2006(2):79-81.

[11] 朱兰保,盛蒂. 重金属污染土壤生物修复技术研究进展[J]. 工业安全与环境,2011(2):20-21.

[12] 周启星,魏树和,刁春燕. 污染土壤生态修复基本原理及研究进展[J]. 农业环境科学学报,2007,26(2):419-424.

[13] 黄益宗,郝晓伟,雷鸣,等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. 农业环境科学学报,2013,32(3):409-417.

[14] 陈旭飞,张池,高云华,等. 蚯蚓在重金属污染土壤生物修复中的应用潜力[J]. 生态学杂志,2012,31(11):2950-2957.

[15] IRELAND M P. Heavy metals uptake in earthworms;Earthworm ecology [M]. London:Chapman & Hall, 1983.

[16] 俞协治,成杰民. 蚯蚓对土壤中铜、镉生物有效性的影响[J]. 生态学报,2003,23(5):922-928.

[17] BOND D R, HOLMES D E, TENDER L M, et al. Electrode-reducing microorganisms that harvest energy from marine sediments [J]. Science, 2002, 295(5554):483-485.

[18] 王亚雄,郭瑾瑜. 微生物吸附剂对重金属的吸附特性[J]. 环境科学,2001,22(6):72-72.

[19] YONG P, FARR JPG, HARRIS I R, et al. Palladium recovery by immobilized cells of *Desulfovibrio desulfuricans* using hydrogen as the electron donor in a novel electrobioreactor[J]. Biotechnology letters, 2002, 24(3):205-212.

[20] LOVLEY D R, CHAPPELLE F H. Deep subsurface microbial processes [J]. Rev Geophys, 1995, 33(3):365-381.

[21] 戴欣,王保军,黄燕,等. 普通和稀释培养基研究太湖沉积物可培养细菌的多样性[J]. 微生物学报,2005,45(2):161-165.

[22] 王钊. 神污染土壤-水稻中神形态的变化特征及其影响因素研究[D]. 保定:河北农业大学,2013.

[23] 杜红霞, YASUO IGARASHI, 王定勇. 汞在微生物中的跨膜运输机制研究进展[J]. 微生物学报,2014,54(10):1109-1115.

[24] CACCAVO J R F, COATES J D, ROSSELLO-MORA R A, et al. Geovibrio ferrireducens, a phylogenetically distinct dissimilatory Fe (III)-reducing bacterium[J]. Archives of microbiology, 1996, 165(6):370-376.

[25] 王瑞兴,钱春香,吴淼,等. 微生物矿化固结土壤中重金属研究[J]. 功能材料,2007,38(7):1523-1526.

[26] 郭学军,黄巧云,黄振华,等. 微生物对土壤环境中重金属活性的影响[J]. 应用与环境生物学报,2002,8(1):105-110.

[27] 郭彦威,王立新,林瑞华. 污染土壤的植物修复技术研究进展[J]. 安全与环境工程,2007,14(3):25-28.

[28] MEAGHER R B. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants[J]. Current opinion in plant biology, 2000, 3(2):153-162.

[29] 鲍桐,廉梅华,孙丽娜,等. 重金属污染土壤植物修复研究进展[J]. 生态环境,2008,17(2):858-865.

[30] 聂发辉. 关于超富集植物的新理解[J]. 生态环境,2005,4(1):136-138.

[31] 薛生国,陈英旭,林琦,等. 中国首次发现的锰超积累植物——商陆[J]. 生态学报,2003,23(5):935-937.

[32] 苏德纯,黄焕忠. 油菜作为超积累植物修复镉污染土壤的潜力[J]. 中国环境科学,2002,22(1):48-51.

[33] 祖艳群,李元,陈海燕. 蔬菜中铅镉铜锌含量的影响因素研究[J]. 农业环境科学学报,2003,22(3):289-292.

[34] 陈同斌,韦朝阳. 神超富集植物是蜈蚣草及其对神的富集特征[J]. 科学通报,2002,47(3):207-210.

[35] 韦朝阳,陈同斌. 大叶井口边草:一种新发现的富集神的植物[J]. 生态学报,2002,22(5):777-778.

[36] 沈振国,刘友良. 重金属超量积累植物研究进展[J]. 植物生理学通讯,1998,34(2):133-139.

[37] 顾继光,林秋奇,胡韧. 土壤:植物系统中重金属污染的治理途径及其研究展望[J]. 土壤通报,2005,36(1):128-133.

[38] DAHMANI-MULLER H, VAN OORT F, GÉLIE B, et al. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter [J]. Environmental pollution,2000,109(2):231-238.

[39] KHAN A G, KUEK C, CHAUDHRY T M, et al. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation[J]. Chemosphere, 2000, 41(1/2):197-207.

[40] 王发园,林先贵,尹睿. 丛枝菌根真菌对海州香薷生长及其 Cu 吸收的影响[J]. 环境科学,2006,26(5):174-180.

组,在贮藏期第3天时,处理组青椒果实的CAT酶活性比对照组高出48.60%。由此说明,45℃热激处理可以有效提高青椒过氧化氢清除能力。

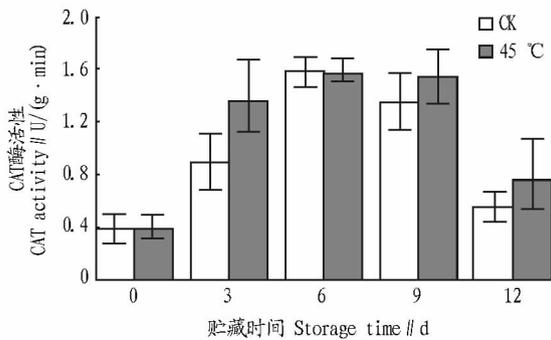


图9 热激处理对青椒果实CAT酶活性的影响

Fig. 9 Effect of heat shock treatment on CAT activity changes in green peppers

3 结论与结论

孙海燕等研究了55℃热激处理30s对青椒贮藏品质的影响,结果表明,此处理方式可较好地维持青椒的维生素C含量,延长其货架寿命^[18],此研究与笔者的研究大体一致,说明只有适当的热处理温度和热处理时间才可较好地维持青椒的外观品质,热处理温度过高导致青椒出现烫伤情况,热处理温度过低达不到保鲜的效果。庞凌云等研究了氯化钙和热处理对青椒的保鲜效果,采用3%氯化钙和45℃热处理浸泡青椒25min,研究结果表明,该方法有效降低了青椒的呼吸强度,提高了青椒叶绿素的稳定性,延缓了果实中维生素C含量的下降,但在一定程度上增加了青椒的失重^[19]。然而笔者的研究并未发现45℃热处理浸泡青椒2min导致青椒的失重,原因为该试验热处理时间较短,规避了热处理时间较长导致的失重现象。

该试验得出,45℃热激处理2min能够维持青椒较高的感官评分和硬度,可有效防止青椒果实水分和可溶性固形物、维生素C、叶绿素等营养物质的流失,提高POD、CAT酶活性。因此,45℃热激处理青椒能较好地维持其良好的外观品质,降低腐烂率,减少养分流失,从而延长其货架寿命。

参考文献

- [1] TADESSE T, HEWETT E W, NICHOLS M A, et al. Changes in physico-chemical attributes of green pepper cv. Domino during fruit growth and development [J]. *Scientia horticulturae*, 2002, 93: 91–103.
- [2] RODONI L M, CONCELLÓN A, CHAVES A R, et al. Use of UV-C treatments to maintain quality and extend the shelf life of green fresh-cut bell pepper (*Capsicum annuum* L.) [J]. *Journal of food science*, 2012, 77: 632–639.
- [3] DÍAZ-PÉREZ J C, MUY-RANGEL M D, MASCORRO A G. Fruit size and stage of ripeness affect postharvest water loss in bell pepper fruit (*Capsicum annuum* L.) [J]. *Journal of the science of food and agriculture*, 2007, 87: 68–73.
- [4] RODONI L M, ZARO M J, HASPERUÉ J H, et al. UV-C treatments extend the shelf life of fresh-cut peppers by delaying pectin solubilization and inducing local accumulation of phenolics [J]. *LWT-food science and technology*, 2015, 63: 408–414.
- [5] RAO T V R, GOL N B, SHAH K K. Effect of postharvest treatments and storage temperatures on the quality and shelf-life of green pepper (*Capsicum annuum* L.) [J]. *Scientia horticulturae*, 2011, 132(1): 18–26.
- [6] 闫沛杰, 梁丽雅. 中草药提取液贮藏青椒实验 [J]. *食品科学*, 2002, 23(3): 138–140.
- [7] 代亨燕, 刘春梅, 谭书明. 可食性鲜椒专用保鲜膜特性及其抗菌效果初探 [J]. *中国调味品*, 2009, 34(7): 61–64.
- [8] HAN C, ZUO J H, WANG Q, et al. Effects of chitosan coating on postharvest quality and shelf life of sponge gourd (*Luffa cylindrica*) during storage [J]. *Scientia horticulturae*, 2014, 166: 1–8.
- [9] HASPERUÉ J H, GÓMEZ-LOBATO M E, CHAVES A R, et al. Time of day at harvest affects the expression of chlorophyll degrading genes during postharvest storage of broccoli [J]. *Postharvest biology and technology*, 2013, 82: 22–27.
- [10] ROE H J, OSTERLING M J. The determination of dehydroascorbic acid and ascorbic acid in plant tissues by the 2,4-dinitrophenylhydrazine method [J]. *Journal of biological chemistry*, 1943, 35: 511–517.
- [11] 曹建康, 姜微波, 赵玉梅. 果蔬采后生理生化实验指导 [M]. 北京: 中国轻工业出版社, 2000.
- [12] 胡小静, 潘佳, 赵仙. 辣椒碱涂膜对青椒保鲜效果的研究 [J]. *食品科技*, 2015, 40(5): 46–49.
- [13] 赵奇, 杨玉珍, 郭运宏, 等. 油用牡丹丹皮提取液对青椒的保鲜效应 [J]. *食品工业科技*, 2015, 36(2): 339–342.
- [14] 段华伟, 王志伟. 气调包装工况下番木瓜成熟度的无损分级 [J]. *包装工程*, 2008, 29(10): 92–95.
- [15] 胡文忠, 姜爱丽, 杨宏, 等. 茉莉酸甲酯对鲜切苹果生理生化变化的影响 [J]. *食品工业科技*, 2012, 33(16): 338–346.
- [16] CAI Z K, YANG R, XIAO H M, et al. Effect of preharvest application of *Hanseniaspora uvarum* on postharvest diseases in strawberries [J]. *Postharvest biology and technology*, 2015, 100: 52–58.
- [17] MITTLER R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance [J]. *Trends plant science*, 2002, 7(3): 405–410.
- [18] 孙海燕, 张辰露. 热处理对青椒贮藏品质的影响 [J]. *广州农业科学*, 2010(7): 116–117.
- [19] 庞凌云, 李瑜, 詹丽娟, 等. 钙和热处理对青椒贮藏品质的影响 [J]. *中国食品学报*, 2013, 13(1): 112–117.

(上接第69页)

- [41] LIU Y, ZHU Y, CHEN B, et al. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L. [J]. *Mycorrhiza*, 2005, 15(3): 187–192.
- [42] 田晔, 滕应. 木霉属真菌在重金属污染土壤生物修复中的应用潜力分析 [J]. *科学技术与工程*, 2013(36): 10877–10882.
- [43] 杨秀梅, 陈保冬, 朱永官, 等. 丛枝菌根真菌 (*Glomus intraradices*) 对铜污染土壤上玉米生长的影响 [J]. *生态学报*, 2008, 28(3):

1052–1058.

- [44] WHITING S N, DE SOUZA D E, TERRY N. Rhizosphere bacteria mobilize Zn for hyperaccumulation by *Thlaspi caerulescens* [J]. *Environ Sci Technol*, 2001, 35(15): 3144–3150.
- [45] 赵静. 铜污染土壤的木霉强化海州香薷修复研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2009.
- [46] 罗巧玉, 王晓娟, 林双双, 等. AM真菌对重金属污染土壤生物修复的应用与机理 [J]. *生态学报*, 2013, 33(13): 3898–3906.