镉胁迫下不同生态型富集植物混种樱桃幼苗对土壤酶活性的影响

杨代宇[1]，林立金[2]，张 潇[1]，罗 丽[1]，廖明安[1]，何 静[1]

(1.四川农业大学 园艺学院，四川 成都 611130；2.四川农业大学 果蔬研究所，四川 成都 611130)

摘 要：[目的] 研究镉胁迫条件下，两种生态型(矿山和农田)富集植物与樱桃幼苗混种对土壤酶活性的影响，为镉污染区樱桃科学生产提供参考。[方法] 将甜心樱桃和那翁樱桃幼苗分别与两种生态型的镉富集植物小飞蓬、龙葵、马唐混种，测定土壤过氧化氢酶、土壤脲酶和土壤蔗糖酶活性。[结果] 甜心樱桃混种矿山生态型马唐的土壤过氧化氢酶和土壤脲酶活性均最高，分别较甜心樱桃单种提高了 41.07%和 57.53%。那翁樱桃混种农田生态型小飞蓬的土壤过氧化氢酶活性最高，混种矿山生态型马唐的土壤脲酶活性最高。樱桃幼苗混种两种生态型富集植物后，只有甜心樱桃混种农田生态型小飞蓬、那翁樱桃混种矿山生态型马唐、那翁樱桃混种农田生态型马唐提高了土壤蔗糖酶活性。[结论] 镉胁迫条件下，与樱桃混种以提高土壤酶活性的首选材料是矿山生态型马唐，其次为农田生态型小飞蓬。

关键词：镉胁迫；混种；土壤酶；富集植物；樱桃

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2015)04-0073-06 **中图分类号**：S154，X503

DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2015.04.016

Effects of Different Ecotypes of Accumulator Plant Intercropping with Cherry Seedlings on Soil Enzyme Activity Under Cadmium Stress

YANG Daiyu[1], LIN Lijin[2], ZHANG Xiao[1], LUO Li[1], LIAO Mingan[1], HE Jing[1]

(1. *College of Horticulture, Sichuan Agricultural University, Chengdu, Sichuan* 611130, *China*;
2. *Institute of Pomology and Olericulture, Sichuan Agricultural University, Chengdu, Sichuan* 611130, *China*)

Abstract: [Objective] The effects of two ecotypes(farmland and mining) of accumulator plants intercropping with cherry seedlings on soil enzyme activity under cadmium stress were examined in order to provide the reference for cherry production in cadmium pollution area. [Methods] Tianxin cherry and Naweng cherry were intercropped with two ecotypes of cadmium accumulator *Conyza canadensis*, *Solanum nigrum* and *Digitaria sanguinalis*, respectively, and the soil catalase, urease and invertase activities were determined. [Results] When Tianxin cherry intercropped with mining ecotype of *D. sanguinalis*, the soil catalase and urease activities reached to the highest values, which were improved by 41.07% and 57.53% than monoculture of Tianxin cherry, respectively. When Naweng cherry intercropped with farmland ecotype of *C. canadensis*, the soil catalase activity reached to the highest value, and the soil urease activity reached to the highest value when intercropped with mining ecotype of *D. sanguinalis*. When cherry seedlings intercropped with two ecotypes of accumulator plants, only Tianxin cherry intercropping with farmland ecotype of *C. canadensis*, Naweng cherry intercropping with mining ecotype of *D. sanguinalis* and Naweng cherry intercropping with farmland ecotype of *D. sanguinalis* improved the soil invertase activity. [Conclusion] Under cadmium stress, the soil enzyme activity of cherry could be improved by intercropping, and the best material was mining ecotype of *D. sanguinalis*, and followed by farmland ecotype of *C. canadensis*.

Keywords: cadmium stress; intercropping; soil enzyme; accumulator plant; cherry

近年来，随着社会经济的快速发展，工业生产规模扩大和城市化进程加快，大量重金属通过污水灌溉、化肥和农药施用、大气沉降等方式进人土壤系统，导致土壤污染，土壤中重金属含量不断增加，土壤重

收稿日期：2014-06-29 **修回日期**：2014-08-18

资助项目：国家农业科技成果转化基金项目“川花梨新品种中试与优质高产栽培技术应用及产业化示范”(2011GB2F000006)

第一作者：杨代宇(1989—)，男(汉族)，四川省名山县人，硕士研究生，研究方向为果树生理生态。E-mail:442590961@qq.com。

通信作者：廖明安(1957—)，男(汉族)，四川省仁寿县人，博士，教授，主要从事果树生理生态及栽培研究。E-mail:lman@sicau.edu.cn。

金属污染已成为普遍的环境问题，越来越受到人们的关注[1]。土壤重金属污染可以通过多种途径进入食物链累积放大，严重影响人类健康，威胁人类的生命安全[2]，重金属通过土壤进入植物体是其污染环境和危害人体健康最重要的途径[3]。土壤酶是一种生物催化剂，是反映土壤肥力的一个敏感性生物指标，更能直接反映土壤生物化学过程的强度和方向，而重金属离子在土壤中的积累分布，易对土壤中酶的活性产生影响[4]。Cd 是一种毒性较大的重金属，是植物生长的非必需元素，具有不断积累、不易消除、易被吸收、毒害性高等特点，并较易通过食物链的作用进入人体，危害人体健康[5]。邱莉萍[6]通过室内盆栽试验，得出 Cu，Zn，Cd 元素都降低土壤中脲酶、碱性磷酸酶和蔗糖酶的活性。刘敬武等[7]研究发现在 Cd^{2+}，Pb^{2+} 在一定浓度下对土壤酶活性有激活效应，但大多都表现为抑制效应。单一污染时重金属 Cd，Cr 和 Pb 浓度与土壤脲酶、土壤蔗糖酶和过氧化氢酶活性均呈现负相关关系，表现为一定的抑制作用，因而土壤酶活性可以用来指示土壤重金属污染状况[8]。在农业生产上，间(混)作不仅能提高作物对土壤养分、水和光等的有效利用，从而增加作物的产量，还能改善土壤环境，提高土壤酶活性和作物对养分元素的吸收[9]。

樱桃是一种常见水果，樱桃产业在水果产业中具有重要的地位[10]。近年来，由于耕地土壤不同程度地受到重金属污染，果园土壤也逐步受到重金属镉的污染[11]。鉴于此，本研究以樱桃幼苗为材料，将其与不同生态型(矿山生态型和农田生态型)的镉富集植物小飞蓬[12]、镉超富集植物龙葵[13]、镉富集植物马唐[14]进行混种，研究土壤过氧化氢酶、土壤脲酶和土壤蔗糖酶活性，以期筛选出与樱桃幼苗混种后能显著提高土壤酶活性的富集植物，为镉污染区樱桃生产提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试植物为 2011 年 8—9 月从唐家铅锌矿(矿山生态型)和四川农业大学雅安校区农场农田(农田生态型)分别收集不同生态型的小飞蓬、龙葵和马唐种子。樱桃品种为甜心樱桃和那翁樱桃，为常见的品种，在市场上采购种子。

唐家铅锌矿地理坐标为东经 102°38′，北纬 29°24′，位于四川省雅安市汉源县唐家乡，平均海拔 890 m。现保有铅锌矿储量为 1.46×10^6 t，年采矿 1.00×10^5 t，已连续开采了 15 a，已零星堆积了约 6.00×10^5 m^3 多废矿渣。矿区地处北温带与季风带之间的山地亚热带气候区，具有典型的干热河谷气候特点，多年平均气温 17.9 ℃，多年平均降雨量为 741.8 mm，多年平均日照 1 475.8 h，多年平均蒸发量为1 248.2 mm。四川农业大学雅安校区农场(北纬 30°23′，东经 103°48′)，位于四川省雅安市雨城区，平均海拔 620 m，属亚热带湿润季风气候区，多年平均气温16.2 ℃，多年平均降雨量为 1 743.3 mm，多年平均日照 1 035 h，多年平均蒸发量为 1 011.2 mm。

盆栽试验土壤为紫色土，取自四川农业大学雅安校区农场。土壤基本理化性质：pH 值 6.94，有机质 43.64 g/kg，全氮 3.63 g/kg，全磷 0.38 g/kg，全钾 17.54 g/kg，全镉 0.102 mg/kg，碱解氮 195.00 mg/kg，速效磷 6.27 mg/kg，速效钾 189.23 mg/kg，有效态镉含量 0.021 mg/kg。土壤理化性质及重金属含量均按照文献[15]的方法测定。

1.2 试验设计

2011 年 10 月，将两种生态型的小飞蓬种子播种于四川农业大学雅安校区农场农田的土壤中进行育苗。2012 年 4 月，将不同生态型的龙葵、马唐种子和樱桃种子播种于四川农业大学雅安校区农场农田的土壤中进行育苗。2012 年 4 月，将取自四川农业大学新区农场的土壤风干，用 21 cm×20 cm(直径×高)塑料盆装入过 6.72 mm(3 目)筛的风干土 3.0 kg，加入 10 mg/kg Cd[16](以 $CdCl_2\cdot2.5\ H_2O$ 分析纯形式加入土壤中)，每天浇水以保持盆中土壤的田间持水量约为 80%，放置 30 d，不定期翻土混合，使土壤充分混合均匀。

2012 年 5 月移栽植物幼苗，幼苗移栽前每盆施入复合肥 5 g(氮磷钾含量均为 15%)，混匀。不同生态型的小飞蓬(6 片真叶展开)、马唐(3 叶 1 心)和龙葵(6 片真叶展开)幼苗单种每盆分别移栽 4 株，两个品种的樱桃(6 片真叶展开)幼苗单种每盆分别移栽 3 株。混种的不同生态型富集植物和樱桃幼苗分别移栽 2 株。试验共计 20 个处理，每个处理重复 3 次。盆与盆之间的距离为 15 cm，完全随机摆放。每天浇水以保持盆中土壤的田间持水量约为 80%。

1.3 测定内容、方法和数据处理

种植 70 d 后取土，将每盆中 0—5 cm 土层的土壤取出，混匀后用塑料袋封装带回实验室置于 4 ℃冰箱中保存。土壤过 1 mm 筛后，按照《土壤酶学》的方法[17]测定土壤酶活性。过氧化氢酶活性以每克土壤在室温下(30 min)消耗 0.02 mol/L $KMnO_4$ 的体积表示。土壤脲酶活性以每 1 g 土在 37 ℃培养 24 h 释放 NH_3^+—N 的量(mg)表示。土壤蔗糖酶活性以每

克土在 37 ℃培养 24 h 释放葡萄糖的毫克数表示。土壤有效镉含量采用 0.005 mol/L DTPA-TEA 溶液浸提(土液比 1∶5),采用 iCAP 6 300 型 ICP 光谱仪测定[15]。

测定数据采用 DPS 系统进行方差分析(Duncan 新复极差法进行多重比较)。

2　结果与分析

2.1　不同生态型富集植物与甜心樱桃混种对土壤酶活性的影响

2.1.1　不同生态型富集植物与甜心樱桃混种对土壤过氧化氢酶活性的影响　从表 1 可以看出,不同生态型富集植物与甜心樱桃混种的土壤过氧化氢酶活性均较甜心樱桃单种有显著提高,其中甜心樱桃混种矿山生态型马唐的土壤过氧化氢酶活性最高。除混种农田生态型小飞蓬的土壤过氧化氢酶活性高于混种矿山生态型小飞蓬外,其余的土壤过氧化氢酶活性均为混种农田生态型富集植物低于矿山生态型富集植物。与甜心樱桃单种相比,甜心樱桃混种农田生态型小飞蓬、矿山生态型小飞蓬、农田生态型马唐、矿山生态型马唐、农田生态型龙葵和矿山生态型龙葵的土壤过氧化氢酶活性分别提高了 21.43%,19.64%,7.14%,41.07%,33.93%和 34.52%。可见在镉胁迫条件下,不同生态型富集植物与甜心樱桃混种有助于提高土壤过氧化氢酶活性。

2.1.2　不同生态型富集植物与甜心樱桃混种对土壤蔗糖酶活性的影响　从表 1 可知,镉胁迫条件下,与甜心樱桃单种相比,不同生态型富集植物与甜心樱桃混种后,只有甜心樱桃混种农田生态型小飞蓬提高了土壤蔗糖酶活性,较甜心樱桃单种提高了 8.74%。此外,除了混种农田生态型小飞蓬的土壤蔗糖酶活性高于混种矿山生态型小飞蓬外,其余的土壤蔗糖酶活性均为混种农田生态型富集植物低于矿山生态型富集植物。

2.1.3　不同生态型富集植物与甜心樱桃混种对土壤脲酶活性的影响　与土壤蔗糖酶活性不同,镉胁迫条件下,不同生态型富集植物与甜心樱桃混种的土壤脲酶活性均较甜心樱桃单种有所提高,其中甜心樱桃混种矿山生态型马唐的土壤脲酶活性最高,这与土壤过氧化氢酶活性的大小变化一致(表 1)。除了混种农田生态型小飞蓬的土壤脲酶活性高于混种矿山生态型小飞蓬外,其余处理的土壤脲酶活性均为混种农田生态型富集植物低于矿山生态型富集植物。与甜心樱桃单种相比,甜心樱桃混种农田生态型小飞蓬、矿山生态型小飞蓬、农田生态型马唐、矿山生态型马唐、农田生态型龙葵和矿山生态型龙葵的土壤脲酶活性分别提高了 16.44%,5.48%,49.32%,57.53%,30.14%和 47.95%。这说明在镉胁迫条件下,不同生态型富集植物与甜心樱桃混种有助于提高土壤脲酶活性。

表 1　不同生态型富集植物与甜心樱桃混种对土壤酶活性的影响

处理名称	土壤过氧化氢酶活性/(ml·g^{-1})	土壤蔗糖酶活性/(mg·g^{-1}·d^{-1})	土壤脲酶活性/(mg·g^{-1}·d^{-1})
甜心樱桃单种	0.168±0.003^{e}	1.670±0.011^{b}	0.073±0.003^{e}
甜心樱桃混种农田生态型小飞蓬	0.204±0.011^{c}	1.816±0.078^{a}	0.085±0.005^{d}
甜心樱桃混种矿山生态型小飞蓬	0.201±0.007^{c}	1.514±0.014^{e}	0.077±0.001^{e}
甜心樱桃混种农田生态型马唐	0.180±0.006^{d}	1.506±0.011^{e}	0.109±0.002^{b}
甜心樱桃混种矿山生态型马唐	0.237±0.003^{a}	1.572±0.079^{d}	0.115±0.004^{a}
甜心樱桃混种农田生态型龙葵	0.225±0.004^{b}	1.524±0.056^{d}	0.095±0.004^{c}
甜心樱桃混种矿山生态型龙葵	0.226±0.001^{b}	1.643±0.048^{c}	0.108±0.002^{b}

注:同列数据后的不同小写字母表示差异达显著水平($p<0.05$)。下同。

2.2　不同生态型富集植物与那翁樱桃混种对土壤酶活性的影响

2.2.1　不同生态型富集植物与那翁樱桃混种对土壤过氧化氢酶活性的影响　在镉胁迫条件下,不同生态型富集植物与那翁樱桃混种后的土壤过氧化氢酶活性较那翁樱桃单种均有所提高,这与甜心樱桃的表现一致(表 2)。除混种农田生态型小飞蓬的土壤过氧化氢酶活性高于混种矿山生态型小飞蓬外,其余处理的土壤过氧化氢酶活性均为混种农田生态型富集植物低于矿山生态型富集植物。与那翁樱桃单种相比,那翁樱桃混种农田生态型小飞蓬、矿山生态型小飞蓬、农田生态型马唐、矿山生态型马唐、农田生态型龙葵和矿山生态型龙葵的过氧化氢酶活性分别提高了 92.18%,1.56%,0.78%,60.94%,56.25%和 71.87%。那翁樱桃混种农田生态型小飞蓬的土壤过氧化氢酶活性最高,为 0.246 ml/g,较那翁樱桃单种提高了近 1 倍。这说明在镉胁迫条件下,不同生态型富集植物与那翁樱桃混种有助于提高土壤过氧化氢酶活性。

2.2.2 不同生态型富集植物与那翁樱桃混种对土壤蔗糖酶活性的影响 从表2可得，镉胁迫条件下，不同生态型富集植物与那翁樱桃混种后，只有那翁樱桃混种矿山生态型马唐、那翁樱桃混种农田生态型马唐的土壤蔗糖酶活性较那翁樱桃单种有所提高，分别提高了56.71%和1.89%，其中那翁樱桃混种矿山生态型马唐的土壤蔗糖酶活性最高，为2.313 mg/(g·d)。此外，除了混种农田生态型小飞蓬的土壤蔗糖酶活性高于混种矿山生态型小飞蓬外，其余的土壤蔗糖酶活性均为混种农田生态型富集植物低于矿山生态型富集植物。

2.2.3 不同生态型富集植物与那翁樱桃混种对土壤脲酶活性的影响 从表2可以看出，镉胁迫条件下，不同生态型富集植物与那翁樱桃混种后的土壤脲酶活性较那翁樱桃单种均有显著提高，其中那翁樱桃混种矿山生态型马唐的土壤脲酶活性达到最高，这与甜心樱桃的表现一致。除了混种农田生态型小飞蓬的土壤脲酶活性高于混种矿山生态型小飞蓬外，其余处理的土壤脲酶活性均为混种农田生态型富集植物低于矿山生态型富集植物。与那翁樱桃单种相比，那翁樱桃混种农田生态型小飞蓬、矿山生态型小飞蓬、农田生态型马唐、矿山生态型马唐、农田生态型龙葵和矿山生态型龙葵的土壤脲酶活性分别提高了44.64%，19.64%，85.71%，96.43%，14.29%和35.71%。这说明在镉胁迫条件下，不同生态型富集植物与那翁樱桃混种有助于提高土壤脲酶活性。

表2 不同生态型富集植物与那翁樱桃混种对土壤酶活性的影响

处理名称	土壤过氧化氢酶活性/(ml·g^{-1})	土壤蔗糖酶活性/(mg·g^{-1}·d^{-1})	土壤脲酶活性/(mg·g^{-1}·d^{-1})
那翁樱桃单种	0.128±0.006^{d}	1.476±0.004^{c}	0.056±0.003^{e}
那翁樱桃混种农田生态型小飞蓬	0.246±0.009^{a}	1.356±0.007^{d}	0.081±0.001^{c}
那翁樱桃混种矿山生态型小飞蓬	0.130±0.004^{d}	1.019±0.005^{g}	0.067±0.004^{d}
那翁樱桃混种农田生态型马唐	0.129±0.008^{d}	1.504±0.009^{b}	0.104±0.002^{b}
那翁樱桃混种矿山生态型马唐	0.206±0.003^{c}	2.313±0.015^{a}	0.110±0.003^{a}
那翁樱桃混种农田生态型龙葵	0.200±0.006^{c}	1.055±0.008^{f}	0.064±0.003^{d}
那翁樱桃混种矿山生态型龙葵	0.220±0.009^{b}	1.235±0.008^{e}	0.076±0.002^{c}

2.3 不同樱桃品种对土壤酶活性的影响

综合表1—2可得，两个樱桃品种相比，甜心樱桃单种的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性均高于那翁樱桃单种。甜心樱桃与不同生态型富集植物混种后的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性的平均值分别为0.212，1.596和0.098 mg/(g·d)，而那翁樱桃与不同生态型富集植物混种后的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性的平均值分别为0.188，1.413和0.084 mg/(g·d)。可见，不同生态型富集植物混种甜心樱桃后的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性的平均值均高于混种那翁樱桃的。

2.4 不同生态型富集植物对土壤酶活性的影响

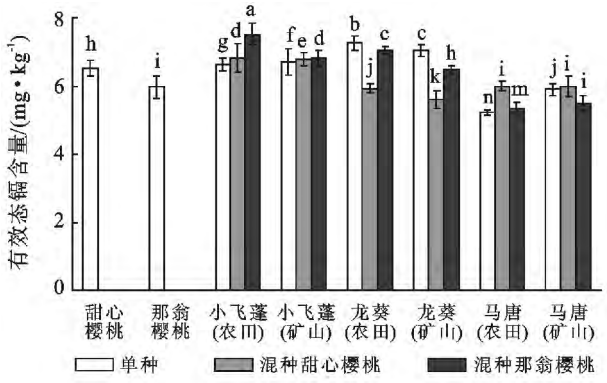
从表3可以看出，镉处理条件下，不同生态型的富集植物的土壤酶活性不同。就小飞蓬而言，农田生态型小飞蓬单种的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性均显著高于矿山生态型小飞蓬单种，这与前人的研究[16]一致。而就马唐而言，矿山生态型马唐单种的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性均高于农田生态型马唐单种，分别较农田生态型马唐单种高出122.22%，17.13%和3.92%。就龙葵而言，矿山生态型龙葵单种的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性均高于农田生态型龙葵单种，分别较农田生态型龙葵单种高出57.58%，151.67%和22.92%。

表3 不同生态型富集植物对土壤酶活性的影响

处理名称	土壤过氧化氢酶活性/(ml·g^{-1})	土壤蔗糖酶活性/(mg·g^{-1}·d^{-1})	土壤脲酶活性/(mg·g^{-1}·d^{-1})
农田生态型小飞蓬单种	0.182±0.010^{a}	1.292±0.009^{a}	0.101±0.003^{a}
矿山生态型小飞蓬单种	0.144±0.003^{b}	0.807±0.011^{b}	0.094±0.002^{b}
农田生态型马唐单种	0.126±0.004^{b}	1.477±0.011^{b}	0.102±0.002^{b}
矿山生态型马唐单种	0.280±0.007^{a}	1.730±0.009^{ba}	0.106±0.001^{a}
农田生态型龙葵单种	0.132±0.003^{b}	1.049±0.006^{b}	0.048±0.002^{b}
矿山生态型龙葵单种	0.208±0.001^{a}	2.640±0.011^{a}	0.059±0.002^{a}

2.4　不同生态型富集植物混种樱桃对土壤有效态镉含量的影响

从图 1 可以看出,农田生态型小飞蓬及矿山生态型小飞蓬混种樱桃后,土壤有效态镉含量较单种樱桃和两种超富集植物均有所提高。农田生态型龙葵及矿山生态型龙葵混种甜心樱桃后,土壤有效态镉含量比单种甜心樱桃和两种超富集植物都低,而与那翁樱桃混种后,土壤有效态镉含量介于单种那翁樱桃和单种超富集植物之间,即高于单种那翁樱桃,而低于单种超富集植物。两种樱桃与农田生态型马唐混种后,土壤有效态镉含量均低于单种樱桃,但高于单种农田生态型马唐。两种樱桃与矿山生态型马唐混种后,甜心樱桃土壤有效态镉含量均低于单种甜心樱桃,但高于单种矿山生态型马唐;那翁樱桃土壤有效态镉含量均比单种那翁樱桃和单种矿山生态型马唐都低。



注:不同小写字母表示差异显著水平($p<0.05$)。

图 1　不同生态型富集植物混种樱桃对土壤有效态镉含量的影响

3　讨 论

研究表明,重金属对土壤酶活性有极强的抑制作用,利用富集植物对重金属污染土壤进行植物修复是降低或消除土壤重金属毒害的有效方法,但大多数富集植物生物量普遍较低、个体矮小、生长缓慢,导致修复治理效率低、周期长。耿广东等[18]研究表明,玉米与姜间作后,土壤酶活性均显著地高于单作,证明混种有助于提高土壤酶活性[19]。本试验研究表明,镉胁迫条件下,不同生态型富集植物和两种樱桃品种混种后,土壤过氧化氢酶活性、土壤脲酶活性均较单种樱桃均有所提高,这与前人的研究[19]一致。就具体的樱桃品种而言,甜心樱桃与矿山生态型马唐混种后的土壤过氧化氢酶活性和土壤脲酶活性均最高,而那翁樱桃则与农田生态型小飞蓬混种后的土壤过氧化氢酶活性最高,与矿山生态型马唐混种后的土壤脲酶活性最高,这种差异可能与不同植物种类的根系分泌物不同有关。与土壤过氧化氢酶活性和土壤脲酶活性不同,镉胁迫条件下,不同生态型富集植物和两种樱桃品种混种后,与各自单种樱桃相比,只有甜心樱桃混种农田生态型小飞蓬、那翁樱桃混种矿山生态型马唐、那翁樱桃混种农田生态型马唐提高了土壤蔗糖酶活性,这与前人的研究[19]有所不同,这可能与不同物种在不同生长阶段的生理代谢不同有关,前人的研究大多为普通植物之间进行混种,而本试验以普通植物和富集植物混种,在其根际可能分泌出一些普通植物混种所没有的特殊物质,影响土壤蔗糖酶活性。混种不同生态型的小飞蓬后,两种樱桃的土壤有效态镉含量均有所提高,这与前人的研究[16]一致。但混种不同生态型龙葵和马唐后,樱桃的土壤有效态镉含量介于两者单种之间,或低于两者单种。

镉胁迫条件下,甜心樱桃单种的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性、土壤脲酶活性均高于那翁樱桃单种,且甜心樱桃混种不同生态型富集植物的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性、土壤脲酶活性的平均值都高于那翁樱桃混种。说明甜心樱桃不仅在单种情况下更能适应镉污染土壤,与富集植物混种后它对提高土壤酶活性也具有更大的优势。不同生态型富集植物单种条件下,农田生态型小飞蓬的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性均高于矿山生态型小飞蓬,这也与前人的研究[16]一致。矿山生态型马唐和矿山生态型龙葵的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性均高于各自的农田生态型,这与不同生态型富集植物的自身生理代谢有关。同时,这也说明矿山生态型小飞蓬生长在农田生态条件下的生长势弱于农田生态型小飞蓬,而矿山生态型马唐和矿山生态型龙葵生长在农田生态条件下的生长势则强于其各自农田生态型。

4　结 论

在镉胁迫条件下,混种不同生态型富集植物提高了樱桃幼苗的土壤过氧化氢酶活性、土壤脲酶活性。就甜心樱桃而言,混种矿山生态型马唐的土壤过氧化氢酶和土壤脲酶活性均最高,分别较甜心樱桃单种提高了 41.07%和 57.53%。就那翁樱桃而言,混种农田生态型小飞蓬的土壤过氧化氢酶活性最高,较那翁樱桃单种提高了 92.19%;混种矿山生态型马唐的土壤脲酶活性最高,较那翁樱桃单种提高了 96.43%。只有甜心樱桃混种农田生态型小飞蓬、那翁樱桃混种矿山生态型马唐、那翁樱桃混种农田生态型马唐提高了土壤蔗糖酶活性。此外,农田生态型小飞蓬单种的

土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性均高于矿山生态型小飞蓬单种，而矿山生态型马唐单种和矿山生态型龙葵单种的土壤过氧化氢酶活性、土壤蔗糖酶活性和土壤脲酶活性均高于各自的农田生态型单种。

[参 考 文 献]

[1] 李广云，曹永富，赵书民，等. 土壤重金属危害及修复措施[J]. 山东林业科技，2011，41(6)：96-101.

[2] 刘春阳，张宇峰，滕洁. 土壤中重金属污染的研究进展[J]. 污染防治技术，2006，19(4)：42-45.

[3] 钟晓兰，周生路，黄明丽，等. 土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J]. 生态环境学报，2009，18(4)：1266-1273.

[4] 杨志新，冯圣东，刘树庆. 镉、锌、铅单元素及其复合污染与土壤过氧化氢酶活性关系的研究[J]. 中国生态农业学报，2005，13(4)：138-141.

[5] 杨苏才，南忠仁，曾静静. 土壤重金属污染现状与治理途径研究进展[J]. 安徽农业科学，2006，34(3)：549-552.

[6] 邱莉萍，张兴昌. Cu，Zn，Cd 和 EDTA 对土壤酶活性影响的研究[J]. 农业环境科学学报，2006，25(1)：30-33.

[7] 刘敬武，单爱琴，揣小明，等. 重金属离子 Cd^{2+}，Pb^{2+} 污染对土壤酶活性的影响[J]. 污染防治技术，2008，21(1)：19-22.

[8] 陈玲玲. 土壤酶活性对土壤重金属污染的指示研究[D]. 陕西 西安：西安科技大学，2012.

[9] Ahmad I，Cheng Z，Meng H，et al. Effect of pepper-garlic intercropping system on soil microbial and biochemical properties[J]. Pakistan Journal of Botany，2013，45(2)：695-702.

[10] 张劲松. 汉源县水果流通业发展研究[D]. 四川 雅安：四川农业大学，2008.

[11] Li Jintian，Qiu Jianwen，Wang Xiaowei，et al. Cadmium contamination in orchard soils and fruit trees and its potential health risk in Guangzhou，China[J]. Environment Pollution，2006，143(1)：159-165.

[12] 张凯. 镉富集植物小飞蓬对镉的耐性机制研究[D]. 福建 福州：福建农林大学，2010.

[13] 魏树和，周启星，王新，等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵(*Solanum nigrum* L.)[J]. 科学通报，2004，49(24)：2568-2573.

[14] Ewais E A. Effects of cadmium，nickel and lead on growth，chlorophyll content and proteins of weeds[J]. Biologia Plantarum，1997，39(3)：403-410.

[15] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京：中国农业出版社，2000.

[16] 程籍，廖明安，林立金，等. 不同生态型小飞蓬对酸樱桃镉积累及土壤酶活性的影响[J]. 华北农学报，2013，28(6)：153-158.

[17] 周礼恺. 土壤酶学[M]. 北京：科学出版社，1987.

[18] 高秀丽，邢维芹，冉永亮，等. 重金属积累对土壤酶活性的影响[J]. 生态毒理学报，2012，7(3)：331-336.

[19] 耿广东，王忠平，冯道友，等. 玉米与姜间作对土壤微生物和酶活性的影响[J]. 土壤通报，2009，40(5)：1104-1106.

(上接第 72 页)

[19] Lowrance R，Altier L S，Williams R G，et al. REMM：The riparian ecosystem management model[J]. Journal of Soil and Water Conservation，2000，55(1)：27-34.

[20] Peterjohn W T，Correll D L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed：Observations on the role of a riparian forest[J]. Ecology，1984，65(5)：1466-1475.

[21] Vymazal J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands[J]. Science of the Total Environment，2007，380(1/3)：48-65.

[22] Prior H，Johnes P J. Regulation of surface water quality in a Cretaceous Chalk catchment，UK：An assessment of the relative importance of instream and wetland processes[J]. Science of the Total Environment，2002，282(2)：159-174.

[23] Wen Yue，Chen Yi，Zheng Nan，et al. Effects of plant biomass on nitrate removal and transformation of carbon sources in subsurface-flow constructed wetlands[J]. Bioresource Technology，2010，101(19)：7286-7292.

[24] 王利民，李卫华，范平，等. 长期培肥下红黄壤区茶园土壤酶活性的变化[J]. 茶叶科学，2012，32(4)：347-352.

[25] Roldán A，Salinas-García J R，Alguacil M M，et al. Soil enzyme activities suggest advantages of conservation tillage practices in sorghum cultivation under subtropical conditions[J]. Geoderma，2005，129(3/4)：178-185.