

冯子龙, 卢 信, 张 娜, 等. 农艺强化措施用于植物修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(2): 14-20.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.02.004

农艺强化措施用于植物修复重金属污染土壤的研究进展

冯子龙^{1,2,3}, 卢 信^{2,3}, 张 娜^{2,3}, 范如芹^{2,3}, 刘丽珠^{2,3}, 郑向勇¹, 张振华^{2,3}

(1. 温州大学生命与环境科学学院, 浙江温州 325035; 2. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 江苏南京 210014;

3. 省部共建国家重点实验室培育基地——江苏省食品质量安全重点实验室, 江苏南京 210014)

摘要:土壤重金属污染关系到农产品的食用安全, 已越来越受到人们的关注, 相对应的土壤修复也显得愈发重要。植物修复因其成本低, 修复效果相对稳定, 被认为是修复农田土壤重金属污染较好的措施之一, 而农艺措施作为一种强化技术手段在很大程度上可以提高植物修复的效率和提升修复的效果。因此, 本文主要阐述了农艺强化措施对植物修复重金属污染土壤的影响; 并从施肥、水分管理和栽培等几个方面的农艺强化措施进行了综述; 最后, 对进一步开展农艺强化措施用于植物修复重金属污染土壤的研究重点提出了展望。

关键词:植物修复; 农艺措施; 重金属; 施肥; 水分管理; 栽培措施; 土壤污染

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)02-0014-06

土壤是人类赖以生存的必需生产资料, 是人类最基本也是最重要的自然资源之一。随着世界工业化的深入和人类矿产资源的开发, 重金属通过各种途径进入土壤, 造成土壤重金属污染。土壤重金属污染有着滞后性、不可逆性和隐蔽性, 而且重金属不能被分解, 难以治理。农作物会吸收土壤中的重金属并加以累积, 并通过食物链进入人体威胁人体健康。相比于传统重金属修复措施, 植物修复具有成本低、效果好、原位修复、不易造成二次污染等优点, 被认为在土壤治理方面有极大的潜力和市场前景。农艺措施如施肥、水分管理和栽培等作为一种强化技术手段在很大程度上可以提高植物修复的效率和提升修复的效果。因此, 本文主要综述了不同农艺措施对植物修复重金属污染土壤影响的进展, 并提出了今后的研究方向, 以促进植物修复技术的深入研究和实际应用。

1 土壤重金属污染的植物修复技术

重金属土壤污染的修复技术分为物理修复、化学修复和生物修复, 其中生物修复包括动物修复、微生物修复和植物修复^[1]。虽然当前物理和化学修复应用较多, 但是植物修复治理具有许多优点^[2-6]: 成本低、效果好; 原位修复, 操作简便, 不易造成二次污染, 对土壤环境扰动小; 某些金属元素甚至可以回收利用; 应用具有观赏价值的植物可改善污染场地的生态景观, 兼具美学价值; 改善污染场地周边地区的空气、水体环境, 减少水土流失, 有利于污染地区生物多样性的恢复和重建。因此, 植物修复被认为在土壤治理方面具有极大的发展

潜力和良好的应用前景^[7]。

1977 年, Brooks 等首次提出超富集植物的概念^[8]; 随即在 1983 年, Chaney 提出利用超富集植物清除土壤中的重金属的设想^[9], 即植物修复的初步概念; 1993 年, 在公开发表的文献中, Cunningham 和 Berti^[10]首次使用“植物修复”这个词。此后植物修复技术发展成为一种利用植物自身的生理特性, 从环境中吸收或富集一种或多种元素及化合物, 并在其体内进行正常代谢, 从而达到去除环境中污染物目的的成熟技术^[11]。根据植物种类、污染类型和数量、污染场地的条件, 植物修复的过程可以分为植物稳定、植物挥发、根际过滤和植物提取^[12]。

植物修复有着传统修复技术无法比拟的巨大优势, 然而, 植物修复也有着自身的局限性^[13-17]: 依赖植物的生物进程, 修复时间长; 难以去除土壤中的疏水性污染物和土壤深层污染物, 对于复合污染修复效率不高; 用于植物修复的超累积植物通常植株矮小、生长缓慢、生物量小、生长周期长, 此外超累积植物经济价值很小甚至无经济价值, 易受到土壤类型、pH 值、湿度、温度、营养、污染程度、病虫害等因素的影响; 用于修复的植物与当地植物可能存在竞争, 造成生态失衡; 植物修复后期资源化处理仍存在隐患, 除贵重金属可以灰化回收以外, 其他重金属的处理仍然是一个难题。然而, 通过不同农艺措施以提高植物体内重金属含量(不致植物死亡)和增加植物生物量这 2 种方法可以适当改善上述问题, 这为重金属污染土壤植物修复技术提供了进一步的技术支持。

2 农艺强化措施对植物修复重金属污染土壤的影响

中国传统工艺以精耕细作为主要特点并且有着悠久的历史, 在其发展的过程中有着光辉的成就, 曾居于世界领先的水平。然而直至 19 世纪, 随着化学、物理、生物学以及其他自然科学的发展, 传统农艺逐渐成为了一门科学。随之而来的农艺措施也越来越受到人们重视。农艺措施是针对生产人类有用的动植物以及在不同程度上配制供人类使用的产品及其处置的科学技术而采取的处理办法, 就是利用栽培技术进行的

收稿日期: 2016-11-17

基金项目: 江苏省农业科技自主创新资金[编号: CX(16)1051]; 江苏省农业科学院科研基金(编号: 027126111637)。

作者简介: 冯子龙(1992—), 男, 山西大同人, 硕士研究生, 主要从事土壤重金属污染修复和生活污水处理研究。E-mail: bettermaan@qq.com。卢信为共同第一作者。

通信作者: 张振华, 博士, 研究员, 主要从事污染土壤和水体修复研究。Tel: (025) 84391207; E-mail: zhenhuaz70@hotmail.com。

农艺生产研究的一种形式。它的内容主要包括:施肥、育种(苗)、土壤管理、水分管理和栽培措施及其他一些现代化技术。

2.1 施肥

施肥是农作物种植最重要的措施之一,也是植物修复过程中十分必要的手段。在传统农艺中,施肥可以增加土壤肥力,提高农作物产量和品质;在现代植物修复中,一方面施肥可以增加土壤肥力,促进重金属积累植物生长,提高生物量;另一方面,施肥可以改变土壤的某些理化性质,提高或降低土壤 pH 值进而改变土壤溶液中重金属的生物有效性,降低污染物的流动性,从而影响植物根系和地上部分的生理代谢过程或重金属在植物体内的运转等而间接影响重金属元素的吸收^[18]。不同肥料由于所含营养成分不同与土壤重金属元素的作用机制也不同,导致其对植物修复污染土壤的效果也不尽相同^[19]。在某些情况下,肥料受到土壤类型、植物自身特性的影响也可变成改良剂,强化植物修复。在施肥强化植物修复研究中常用的肥料有氮、磷、钾肥和有机肥以及 CO₂ 气肥和生物肥料等。

2.1.1 化肥 氮磷钾都是植物生长所必需的大量营养元素,氮肥可以影响植物产量和品质;磷肥可以促进早期根系的形成和生长;钾肥也可以提高作物品质,并且钾肥中的 K⁺可以与土壤中的重金属发生交互作用^[18]。施肥的使用量应该在一个适当的范围内才能有利于提高植物修复的效率,施肥过多对土壤 pH 值影响较大,不利于重金属的转化吸收。合理施肥可以使植物修复效率成倍增加。肖艳平通过盆栽试验发现:施加氮、磷、钾肥处理蜈蚣草的生物量要显著高于对照组。但过多施加氮、磷、钾肥反而抑制了蜈蚣草对砷的吸收^[20]。同样的,窦春英通过大田和盆栽试验研究了不同类型肥料对东南景天吸收镉和锌的影响,研究发现:适度的氮(0.1~5 mmol/L)、磷(0.1~0.5 mmol/L)、钾(0.5~1 mmol/L)肥、有机肥可以显著促进东南景天的生长,提高生物量,促进东南景天对锌、镉的吸收及向地上部分的转运;施肥处理浓度提高之后,东南景天虽未出现严重毒害症状,但生物量以及地上部的锌、镉积累量显著降低^[21]。焦鹏等在室内盆栽试验的研究中发现:氮肥(NH₄Cl)、磷肥(Na₂HPO₄)和钾肥(KCl)不同浓度处理对玉米生物量变化以及吸收重金属有不同影响,NH₄Cl能显著提高玉米地上部生物量、土壤 Pb、Cd 有效态含量,增加玉米对重金属 Pb、Cd、As 的提取量,最大分别可提高 1.7、2.0、1.2 倍;Na₂HPO₄ 在中浓度处理时显著降低土壤 Pb 的有效性,高浓度时则显著增加土壤有效态 As 含量;低浓度 KCl 处理使玉米提取 Pb 量比对照增加 2.4 倍^[22]。王林等采用室外盆栽试验研究了施用氮肥重(NH₄)₂SO₄ 和钾肥(KCl)对镉超积累植物龙葵的生长和吸收累积 Cd 的影响,结果表明:(NH₄)₂SO₄ 可显著提高龙葵地上部干质量和上部 Cd 的积累量,最大可提高 2.8 倍;KCl 在高浓度处理时无法提高龙葵地上部 Cd 的积累量^[23]。廖晓勇等在研究中发现:施磷量为 200 kg/hm² 时砷的积累量最高,是不施磷处理砷积累量的 2.4 倍及 600 kg/hm² 施磷量砷积累量的 1.2 倍^[24]。在具体的植物修复操作中,应根据当地重金属污染种类和选用植物特性有选择地施加营养物质,以最大限度地提高植物生物量及其对重金属的吸收能力。

2.1.2 有机肥 有机肥中含有多种有机酸、肽类以及氮磷钾等营养元素,不仅可以为作物提供全面营养,肥效期长,还可增加和更新土壤有机质,改善土壤理化性质,促进微生物繁殖。在植物修复方面,有机肥可以影响重金属在土壤中的形态,提高土壤的缓冲性,减少植物对重金属的吸收量,还可以有效降低植物籽粒重金属的含量^[25]。李贺在研究中发现:施牛粪可以有效提高黑麦草、遏蓝菜和地肤的生物量,在种植 60 d 的时候,分别添加低量和高量牛粪的遏蓝菜对 Cd 的吸收量达到了对照组的 1.90 倍和 2.26 倍^[26]。同样的,李挺强等研究发现,施用稻草秸秆显著提高了东南景天的生物量、地上部分锌的累积量^[27]。一些作为土壤改良剂使用的有机物料能显著降低土壤重金属的活性。刘秋萌在畜禽粪便(猪粪)模拟施肥并添加不同钝化剂条件下,土壤重金属 Cu、Zn 的活性随钝化剂添加量的增加而降低^[28]。也有研究报道,有机肥中的重金属含量高于化肥,且施用量高,通过有机肥输入土壤中的金属元素多,长期施用会增加土壤重金属含量,特别是 Cu、Zn 污染,不利于作物品质的改善。王美等调研了大量文献资料,发现 82.4%、76.5%、50%、61.1% 的研究结果说明施用有机肥的土壤 Cu、Zn、Pb、Cd 含量比不施肥分别增加了 0.08~13.98、0~26.5、1.63~5.31、0~0.34 mg/kg^[29]。

2.1.3 二氧化碳气肥 二氧化碳在植物光合作用中起着至关重要的作用,在植物修复技术中,提高大气中二氧化碳浓度可以使某些植物在重金属胁迫等逆境环境中光合作用更强,生长更旺盛,从环境中吸收重金属更多,提高植物抵抗力,而且还能诱导植物积累某些重金属,进而提高修复效率。目前公认 CO₂ 浓度加倍可使植物产量增加 30% 左右^[30]。席磊^[31]和 Perotto 等^[32]的试验都证明:CO₂ 浓度升高显著提高了生长在铜污染环境中的印度芥菜和向日葵地上部生物量,增加了植物的叶面积和植株叶面积指数。席磊发现在一定条件下,CO₂ 浓度增加可使向日葵的地上部生物量增长率高达 148.75%,印度芥菜也达到了 80.33%,同时也增加了向日葵和印度芥菜富集 Cd 的效果^[31]。CO₂ 浓度升高也可以提高植物对水分的利用率,促进植物根系发育,间接提高了土壤养分的可利用性,对植物根际微生态系统极其分泌物也产生了影响。王大力等发现,CO₂ 浓度倍增条件下,根系分泌物总量及甲酸、乙酸总量明显增加^[33]。温达志研究表明,养分充足的情况下,CO₂ 浓度升高可间接影响植物的水分利用效率^[34]。

2.1.4 微生物肥 在重金属污染的土壤中,往往有着许多具有重金属抗性的细菌和真菌,它们的存在影响重金属的毒性、迁移以及释放。在植物修复中,根际细菌和真菌也都起着重要的作用。

植物根际促生菌是一类能够自由生长或定殖于植物根系,并显著促进植物生长发育和新陈代谢以及防止病害的有益菌^[35],包括沙雷氏菌属、芽孢杆菌、假单胞菌、伯克氏菌属、肠杆菌、贝氏固氮菌、葡萄糖杆菌等^[36]。这些细菌可以通过固氮作用(固氮菌)、产生植物激素和特定的活性酶、提高植物抗病的能力等促进植物的生长。此外,一些促生菌可以减少植物中的乙烯,使植物更好地生长。这些菌大多数有极高的耐重金属毒性的能力,它们通过螯合作用、酸化作用、溶磷作用以及氧化还原电位的改变等方式改变土壤中重金属的移动性和有效性^[37-38]。研究指出生物表面活性剂、有机酸的产

生对植物富集重金属有促进作用^[39]。Ma 等研究发现,在伴矿景天种植中接种了 2 种芽孢杆菌(*Bacillus pumilus* E2S2 and *Bacillus* sp. E1S2),使伴矿景天富集 Cd 的效果从 125 mg/kg 分别提高到 180 mg/kg(E2S2)和 165 mg/kg(E1S2)^[40]。

菌根是一类土壤真菌与高等植物根系形成的共生体系,与之形成菌根的这些土壤真菌被称为菌根真菌,绝大多数的陆生高等植物都可以形成菌根^[41]。根据形态和解剖学特征,菌根分为外生菌根、内生菌根和内外生菌根 3 种。菌根分泌物可以加速营养元素的循环、促进植物对土壤中矿质元素和养分的吸收、调节根际环境、影响土壤 pH 值和氧化还原电位,提高植物抗病、抗逆性,增加植物生物量。胡振琪等研究发现:与对照相比,接种 *Glomus diaphanum* 菌根使玉米的生物量增加了 5.79 倍,地上部分镉含量降低了 53.9%。菌丝侵染使得镉滞留在根部,抑制了镉的向上转移^[42]。张惠研究表明:蓖麻接种丛枝根菌之后地上部分的生物量相比未接种的增加了 25%,随着土壤中铅污染浓度增加,该效果减弱,且蓖麻的地上部分镉和铅的富集量站植物总富集的比重增加^[43]。还有其他学者^[39,44-46]研究了在龙葵、油菜、印度芥菜、东南景天等植物接种促生菌,试验均表明接种菌根都不同程度地促进了植物富集重金属的效果。

2.1.5 叶面肥 在通常情况下,植物主要通过根系吸收土壤或营养液中的营养。除根系外,植物的茎叶(尤其是叶片)也可以吸收各种营养成分,且吸收效果比根系更好。叶面肥是以作物叶面吸收为途径将植物需要的肥料或营养成分按比例制成一定浓度的营养液。根据其功能和主要成分等,可把叶面肥大概划分为营养型、调节型、生物型、复合型、肥药性以及其它型六大类。叶面肥具有针对性强、吸收快、效果好、易于施用、环境污染风险小等优点。贺前锋等评价了 6 种富硒叶面肥对轻度镉污染稻田不同水稻品种稻米中镉和硒积累的调控效果。结果表明:与对照组相比,喷施叶面肥可使水稻增产 0.5%~14.0%,并使稻米的镉含量降低 25.75%~64.38%,硒含量增加 3.40~21.54 倍^[47]。汤海涛等研究表明:腐殖酸肥、富硒肥、自配钛硒微肥这 3 种喷施肥使稻谷中铅含量分别降低 10.49%、16.05% 和 27.78%;汞含量降低 38.20%、47.19% 和 51.69%;镉含量分别降低 22.00%、34.00% 和 52.00%^[48]。叶面肥的施用可提高作物对重金属的抗性,有效降低作物籽粒中重金属的含量,可以减少甚至阻断重金属向食物链转移,对于保证粮食作物食品安全和重金属污染土壤治理有重要作用。

2.2 水分管理

水分是植物生存的必要因素之一,是组成植物体的重要成分,植物体内的正常生理活动都离不开水。植物修复中,某些超积累植物可以在较为干旱的地方正常生长,例如蜈蚣草在高于 500 mm 年降水量的条件下就可以正常生长和繁殖^[49]。虽然这些超累积植物具有一定的抵抗干旱的能力,但是有研究表明:过度缺水会削弱其修复能力^[50]。不同作物种类需水不同,同一种作物不同生长期需水也不同。王荣萍等利用盆栽试验研究了不同水分管理条件(60%最大田间持水量,80%最大田间持水量,最大田间持水量,前期淹水+抽穗扬花期烤田,全生育期淹水)下水稻根际土壤及其不同器官(稻根、茎叶和籽粒)中 As、Cd、Cu 和 Zn 的含量变化。结果表

明:土壤水分含量对水稻根际土壤中 As、Cu 和 Zn 的含量影响不大。随着土壤水分的增加,水稻器官中 As 的含量显著增加,Cu 的含量却逐渐减少^[51]。Angle 在修复镍污染土壤时发现,在低湿度(田间最大持水量的 30%~40%)的条件下,超积累植物的生存明显受到了抑制^[52]等。崔立强等利用盆栽试验研究了水分特征对伴矿景天生长和重金属吸收性的影响,研究发现:在 70% 土壤最大田间持水量(70% WHC)处理下,伴矿景天生长最好,生物量最大。70% WHC 处理伴矿景天对重金属吸收能力最强,其茎中 Zn 的浓度显著高于其他处理,茎中 Cd 的浓度分别比 35% WHC、100% WHC、淹水处理高 27.1%、29.0%、63.1%^[53]。有研究表明:土壤水分变化可显著改变土壤性质进而影响土壤重金属有效性。随土壤水分降低 DGT 表征的 Zn、Cd、Cu 和 Ni 浓度和土壤溶液中 Cu 和 Ni 浓度呈下降趋势,且随干湿交替次数增加而降低^[54]。

2.3 栽培措施

2.3.1 育种(苗) 在人类历史长河中,经过长期的实践,人类已经总结出十分成熟的作物育种技术。但是用于植物修复的超积累或高积累植物往往存在育苗难或者育苗时间长等问题^[55]。有的超积累或高积累植物还存在种子难收获,甚至没有种子、发芽和授粉困难、容易染病这样的问题^[56]。这些问题都会影响到植物修复的效果。野生植物许多不利于栽培的性状经过人类不断地选择重组使之可以成为人类可利用的资源,首先要根据植物修复的作用方式和存在的缺陷确定育种目标,对于植物修复重金属污染来说,根系表面积、根分泌特性、抗病虫性、休眠期、生育期、弱落粒性等性状是重要的育种目标,通过杂交育种或者辐射育种培育出符合植株高大、生育期短要求的修复植物。不同的育苗方式对超积累植物的育苗速度、发芽率和成活率等都有很大影响^[57-58]。蜈蚣草作为一种砷的超积累植物,萌发到生长 2~4 叶就需要 3~6 个月^[59],这种育苗速度极其不利于土壤砷污染的修复,之后,陈同斌等通过组织培养的方式成功解决了这个难题,完成了快速繁育^[60]。

2.3.2 翻耕 已有研究表明,土壤翻耕可以改善土壤物理性质,使土壤容重下降 1.38%~15.17%,孔隙度增加 1.68%~18.68%,但同时也降低了土壤的有机质、有效氮、磷、铁、锰、铜等含量,且随土地整理深度增加,降低幅度增大^[61]。翻耕有利于土壤团粒结构的形成,起到保墒的作用^[62],同时,翻耕还可以将深层重金属污染物翻到土壤表层植物根系分布较密集的区域,这样既有利于根系的生长发育又能改变重金属的空间分布,促进植物与重金属的接触,提高植物修复效果。Vamerali 等研究发现,在被镉、砷、钴等多种重金属严重污染的土壤中种植饲料萝卜,通过翻耕和 0.3 m 深度的耕松心土,可以有效提高饲料萝卜地上部的生产力和对铜、锌的吸收^[63]。农业上的耕作在一定程度上可以提高植物修复效果,根据植物根系深度、污染程度和污染物分布状况而将土壤适当翻耕、松土,这样可以提高植物修复效率^[64]。

2.3.3 刈割 刈割作为一种农艺措施,能提高很多作物地上部分的再生能力,不同的刈割频率和强度,对牧草的群体结构、品质、生理生态、生物量和产量等都会产生不同程度的影响^[65-66]。对于多年生、再生能力强的超积累植物,可以借鉴在牧草种植中广泛应用的刈割来提高其生物量,延迟其生育

期,提高重金属吸收效率。廖晓勇等研究发现,在一定条件下,蜈蚣草每年刈割 3 次,每次留茬高度 7.5 cm 左右,其修复效率是 1 年收获 1 次处理的 1.9 倍^[67]。裴昕等研究发现刈割确实可以在一定程度上提高龙葵的修复效率,刈割是提高龙葵对镉污染土壤修复效率的一种策略^[68]。

2.3.4 间套作 我国人口众多,耕地资源有限,人口和土地之间的矛盾较为突出,间套作是精耕细作、集约多熟种植的一种传统农业种植方式,也是实现我国农业可持续发展的重要途径。间(套)作指在同一田地上于同一生长期(不同生长期)内,分行或分带相间种植 2 种或 2 种以上作物的种植方式^[69]。在现代集约农业中,间套作可以提高土地资源利用率,充分利用光能、水、热量等的自然资源,充分利用植物生长的空间和时间,可以在不提高成本甚至降低成本的同时增加收入、提高产量、减少病虫害、保持水土和防止环境退化^[70-72]。在植物修复重金属污染土壤时,间套作可以改变植物根系分泌物、土壤酶活性和土壤微生物等,间接改变重金属的有效性,影响植物对重金属的吸收。

近年来,围绕“边生产,边修复,边收益”的理念,植物间作修复技术的研究越来越多。在植物修复重金属污染中应用间作模式,可实现对污染土壤的边修复边治理,同时收获符合一定食品标准的农产品,具有很好的市场前景和开发潜力,符合我国农业可持续发展的道路^[73-74]。普通作物与超/高积累植物间作可以大大提高超/高积累植物去除土壤中重金属的效率。蒋成爱等研究发现,与玉米和大豆间作的东南景天地上部分吸收 Cd、Pb、Zn 为单作的 1.68~1.87 倍,并且显著降低玉米对 Cd、Zn 的吸收^[75]。周建利等将东南景天与重金属低积累玉米品种 Yunshi-5 间套种收获后,土壤镉含量从 1.27 mg/kg 降为 0.3 mg/kg^[76]。此外,间作模式还可以有效降低作物重金属含量,收获符合卫生标准的饲料或者其他产物。据 Gove 等研究,遏蓝菜与大麦间作减少了大麦对 Zn 的吸收^[77]。居述云等研究了伴矿景天与小麦和茄子间作对其重金属吸收的影响,结果表明:间作模式显著降低了小麦籽粒和茄子果实中的重金属含量,与单作相比,间作小麦籽粒重金属含量下降 52.4%^[78]。黑亮等的研究表明:套种显著提高了超富集东南景天提取 Zn 和 Cd 的效率,Zn 含量达 9 910 mg/kg,是单种的 1.5 倍,而且生产出的玉米籽粒重金属含量符合食品和饲料卫生标准^[79]。还有一些研究表明,不同植物间套作对作物吸收重金属有一定的促进作用,提高植物对重金属的吸收。Zuo 等综述了双子叶植物如花生与玉米、小麦等禾本科作物间作能加强双子叶植物对铁和锌的吸收和提高种子中的铁、锌浓度^[80]。秦欢等研究了间作对不同品种玉米和大叶井口边草吸收积累重金属吸收积累的影响,发现间作显著提高了大叶井口边草地上部和根部对 As、Cd 的吸收,同时显著降低了地上部对 Pb 的吸收,同时间作也能显著提高玉米各器官重金属含量^[81]。

普通作物间套作对植物吸收重金属方面的研究不多。赵颖等利用田间原位修复的方式研究了苜蓿、黑麦草、籽粒苋与玉米间作对重金属的影响,研究发现:苜蓿、黑麦草与玉米间作能显著提高玉米对 Cd、As 的吸收和累积量;而籽粒苋与玉米间作时,玉米茎叶 Cd、As 的吸收和累积量显著低于玉米单作。不同间作作物对玉米吸收重金属的效果不同,在实际应

用修复是,要考虑当地情况选择合适的植物^[82]。蔡丽等研究了樟茶间作模式对土壤重金属元素含量的影响,结果表明:间作模式下,土壤重金属元素含量明显降低,但是茶叶新梢中重金属含量增加^[83]。

在植物修复中应用间套作模式确实可以提高植物对土壤重金属污染的修复,有利于土壤重金属污染的治理,但是对于边修复边种植的治理方式,不同的间作模式对作物吸收重金属的影响不同,在确保作物重金属含量不超标的前提下,需要选择合适的超积累植物与之间作,保证修复效果的同时也要保证作物的重金属不超标。

3 展望

土壤重金属污染是全球面临的主要环境问题之一,越来越受到人们重视。植物修复作为一种新兴的土壤重金属污染修复技术,具有成本低、效果好、不易造成二次污染等优点,且易于被公众所接受,有着巨大的市场前景。近年来,诸多国内外专家学者为植物修复技术理论研究和实际应用作出了一定的贡献,但是从长远来看,这些植物修复技术还有巨大的改进空间,有待进一步拓展,如何利用农艺措施强化土壤重金属污染植物修复的效果,仍有许多技术问题尚未解决。为此,今后要进一步加强以下几个方面的研究:

(1) 进一步寻找和培育更多种类、生物量更大的能用于农艺措施间套作种植的超积累或高积累植物品种。目前发现的超积累植物大多生物量小,去除效果受到限制。有关超富集植物对重金属的吸收、转运、忍耐、富集和解毒的分子及遗传机制仍需进一步研究。现阶段超积累植物大多仅对 1 种重金属有富集效果,而土壤污染多为复合污染,如何利用基因手段去构建可以富集多种重金属污染的超积累植物,或者也可以通过转基因手段改良植物根区细菌提高植物修复的效率。但利用基因手段势必会出现转基因植物,会不会对生态有威胁仍需进一步评估。

(2) 加深入开展农艺强化措施对植物修复重金属污染土壤的影响与机理研究。目前,植物修复重金属污染土壤的研究主要集中在植物本身对重金属的吸收、降解、转移和耐受机制,对农艺措施加强植物修复的研究相对较少,农艺措施对植物修复重金属污染土壤的研究仅仅停留在对现象的描述层面上,缺乏更深入的影响机理的研究,特别是间套作机理的研究,不同的植物间套作模式产生的效果不同,机理也可能有差异。因此,开展农艺强化措施对土壤重金属污染修复机理的研究,有利于进一步提高植物的修复效果,对修复重金属污染土壤具有重要意义。

(3) 加速开展农艺强化措施对植物修复重金属污染土壤效果的大田试验示范与应用研究。当前与农艺措施相关的试验很多都局限于室内的盆栽试验,试验结果可能与大田试验相差很多,试验结果不具有很强的代表性和准确性,不利于成套技术的形成。因此,可以加强农艺措施在大田试验的实际应用研究,进而可以形成一套切实可行的与作物相适应的农艺栽培措施。

(4) 加强进行超积累或高积累植物富集重金属后的资源化利用研究。植物修复把重金属从土壤转移到植物中,如果后期资源化处理不当,会造成二次污染,虽然目前已有相关的

重金属回收手段,但是并不具有普遍适用性。因此,需要研究出一套成熟的植物生物质资源化安全处理与利用的方法。

参考文献:

- [1] 陈怀满. 环境土壤学[M]. 北京:科学出版社,2010:378.
- [2] Luo J, Qi S, Gu X W S, et al. Evaluation of the phytoremediation effect and environmental risk in remediation processes under different cultivation systems[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 119: 25–31.
- [3] Zhou Q, Song Y F. Technological implications of phytoremediation and its application in environment protection[J]. Journal of Safety & Environment, 2001. :20–34
- [4] Pilon – Smits E. Phytoremediation[J]. Annual Review of Plant Biology, 2005, 56(1): 15–39
- [5] Zhang X B, Peng L, Yang Y S, et al. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes[J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 19(8): 902–909.
- [6] 金 勇, 付庆灵, 郑 进, 等. 超积累植物修复铜污染土壤的研究现状[J]. 中国农业科技导报, 2012, 14(4): 93–100.
- [7] Barceló J, Poschenrieder C. Hyperaccumulation of trace elements: from uptake and tolerance mechanisms to litter decomposition: selenium as an example. [J]. Plant and Soil, 2011, 341(1): 31–35.
- [8] Brooks R R, Lee J, Reeves R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants[J]. Journal of Geochemical Exploration, 1977, 77(7): 49–57.
- [9] Chaney R L. Plant uptake of inorganic waste constituents[C]. PARR J F. Land treatment of hazardous wastes. Noyes Data Corporation, New Jersey: Park Ridge, 1983: 50–76.
- [10] McCutcheon S C, Schnoor J L. Overview of phytotransformation and control of wastes[M]// Phytoremediation: transformation and control of contaminants. 2004: 1–58.
- [11] Alkorta I, Hernándezallica J, Becerril J M, et al. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic [J]. Reviews in Environmental Science & Biotechnology, 2004, 3(1): 71–90.
- [12] 黄运湘, 廖柏寒, 王志坤. 超积累植物的富集特征及耐性机理[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2005, 31(6): 693–697.
- [13] 陈玉成. 污染环境生物修复工程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003: 144–154.
- [14] 曲向荣. 污染土壤植物修复技术及尚待解决的问题[C]//中国环境科学学会. 2008 中国环境科学学会学术年会优秀论文集(中卷). 北京: 中国环境科学学会, 2008: 45–47.
- [15] 金兰淑, 林国林, 许泳峰, 等. 重金属污染土壤的植物修复最新研究动态[J]. 世界农业, 2008(8): 47–51.
- [16] 熊 璇, 唐 浩, 黄沈发, 等. 重金属污染土壤植物修复强化技术研究进展[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(61): 185–193.
- [17] 王庆海, 却晓娥. 治理环境污染的绿色植物修复技术[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(2): 261–266.
- [18] 俞花美, 焦 鹏, 葛成军, 等. 施肥措施对重金属污染土壤–植物系统影响的研究进展[J]. 热带农业科学, 2012, 32(2): 61–66.
- [19] Zhao Z Q, Zhu Y G, Li H Y, et al. Effects of forms and rates of potassium fertilizers on cadmium uptake by two cultivars of spring wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. Environment International, 2004, 29(7): 973–978.
- [20] 肖艳平. 砷污染土壤植物修复的强化技术研究[D]. 重庆: 西南大学, 2010: 28–40
- [21] 窦春英. 施肥对东南景天吸收积累锌和镉的影响[D]. 临安: 浙江林学院, 2009: 20–48
- [22] 焦 鹏, 高建培, 王宏宾, 等. N、P、K 肥对玉米幼苗吸收和积累重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(6): 1094–1102.
- [23] 王 林, 周启星, 孙约兵. 氮肥和钾肥强化龙葵修复镉污染土壤[J]. 中国环境科学, 2008, 28(10): 915–920.
- [24] 廖晓勇, 陈同斌, 谢 华, 等. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究[J]. 环境科学学报, 2004, 24(3): 455–462.
- [25] Casale W L, Minassian V, Menge J A, et al. Urban and agricultural wastes for use as mulches on avocado and citrus and for delivery of microbial biocontrol agents[J]. Journal of Horticultural Science, 1995, 70(2): 315–332.
- [26] 李 贺. 不同农艺措施对黑麦草、地肤、遏蓝菜修复 Cd 污染土壤的影响[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2013: 54–55
- [27] 李廷强, 杨肖娥, 龙新宪. 东南景天提取污染土壤中锌的潜力研究[J]. 水土保持学报, 2004, 18(6): 79–83.
- [28] 刘秋萌. 不同钝化剂对畜禽粪便模拟施肥土壤重金属吸附特性和活性的影响[D]. 长春: 吉林大学, 2015: 39–54
- [29] 王 美, 李书田. 肥料重金属含量状况及施肥对土壤和作物重金属富集的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(2): 466–480.
- [30] 鲍 桐, 廉梅花, 孙丽娜, 等. 重金属污染土壤植物修复研究进展[J]. 环境科学与技术, 2010, 17(s2): 858–865.
- [31] 席 磊. 二氧化碳气肥对印度芥菜和向日葵吸收积累铜、锌的影响研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2001: 72–75
- [32] Perotto S, Martino E. Molecular and cellular mechanisms of heavy metal tolerance in mycorrhizal fungi: What perspectives for bioremediation? [J]. Minerva Biotechnologica, 2001, 13(1): 55–63.
- [33] 王大力, 林伟宏. CO₂ 浓度升高对水稻根系分泌物的影响——总有机碳、甲酸和乙酸含量变化[J]. 生态学报, 1999, 19(4): 570–572.
- [34] 温达志. 大气二氧化碳浓度增高与植物水分利用效率[J]. 热带亚热带植物学报, 1997, 5(3): 83–90.
- [35] Zablotowicz R M, Tipping E M, Ran L, et al. Plant growth promotion mediated by bacterial rhizosphere colonizers [M]//Keister D L, Cregan P B. The rhizosphere and plant growth. Netherlands: Springer, 1991: 315–326.
- [36] Dardanelli M S, Manyani H, González – Barroso S, et al. Effect of the presence of the plant growth promoting rhizobacterium (PGPR) *Chryseobacterium balustinum* Aur9 and salt stress in the pattern of flavonoids exuded by soybean roots[J]. Plant & Soil, 2009, 328(1): 483–493.
- [37] Nadeem S M, Zahir Z A, Naveed M, et al. Rhizobacteria capable of producing ACC – deaminase may mitigate salt stress in wheat[J]. Soil Science Society of America Journal, 2010, 74(74): 533–542.
- [38] Gadd G M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. [J]. Microbiology, 2010, 156(3): 609–43.
- [39] Chen L, Luo S, Li X, et al. Interaction of Cd – hyperaccumulator

- Solanum nigrum* L. and functional endophyte *Pseudomonas* sp. Lk9 on soil heavy metals uptake[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 68(1): 300–308.
- [40] Ma Y, Rui S O, Nai F, et al. The hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola*, harbors metal – resistant endophytic bacteria that improve its phytoextraction capacity in multi – metal contaminated soil[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 156: 62–69.
- [41] Smith Ć V, Read S E. Mycorrhizal symbiosis [J]. *Biologia Plantarum*, 1997, 40(1): 154–154.
- [42] Hu Z Q, Yang X H, Gao A L, et al. Remediation of mycorrhiza on Cd contaminated soil[J]. *Journal of China University of Mining & Technology*, 2007, 17(4): 44–59.
- [43] 张 惠. 柠檬酸和外源丛枝菌根真菌强化蓖麻修复 Cd 和 Pb 污染土壤的效果研究[D]. 上海: 上海大学, 2014: 58–66.
- [44] Long X X, Chen X M, Wong W C, et al. Feasibility of enhanced phytoextraction of Zn contaminated soil with Zn mobilizing and plant growth promoting endophytic bacteria [J]. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2013, 23(8): 2389–2396.
- [45] Srivastava S, Verma P C, Chaudhry V, et al. Influence of inoculation of arsenic – resistant *Staphylococcus arlettae* on growth and arsenic uptake in *Brassica juncea* (L.) Czern. var. R – 46. [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 262(8): 1039–1047.
- [46] Tiwari S, Singh S N, Garg S K. Stimulated phytoextraction of metals from fly ash by microbial interventions. [J]. *Environmental Technology*, 2012, 33(33): 2405–13.
- [47] 贺前锋, 易凤姣, 李鹏祥, 等. 不同富硒叶面肥对轻度镉污染稻田稻米降镉富硒效果的研究[J]. *湖南农业科学*, 2015(12): 38–41.
- [48] 汤海涛, 李卫东, 孙玉桃, 等. 不同叶面肥对轻度重金属污染稻田水稻重金属积累调控效果研究[J]. *湖南农业科学*, 2013(1): 40–44.
- [49] 陈同斌, 张斌才, 黄泽春, 等. 超富集植物蜈蚣草在中国的地理分布及其生境特征[J]. *地理研究*, 2005, 24(6): 825–833.
- [50] Marchiol L, Assolari S, Sacco P, et al. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 132(1): 21–27.
- [51] 王荣萍, 张雪霞, 郑煜基, 等. 水分管理对重金属在水稻根区及在水稻中积累的影响[J]. *生态环境学报*, 2013, 22(12): 1956–1961.
- [52] Angle J S, Baker A J M, Whiting S N, et al. Soil moisture effects on uptake of metals by *Thlaspi*, *Alyssum*, and *Berkheya* [J]. *Plant & Soil*, 2003, 256(2): 325–332.
- [53] 崔立强, 吴龙华, 李娜, 等. 水分特征对伴矿景天生长和重金属吸收性的影响[J]. *土壤*, 2009, 41(4): 572–576.
- [54] 邓 林, 李 柱, 吴龙华, 等. 水分及干燥过程对土壤重金属有效性的影响[J]. *土壤*, 2014, 46(6): 1045–1051.
- [55] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 提高植物修复效率的技术途径与强化措施[J]. *环境科学学报*, 2007, 27(6): 881–893.
- [56] McIntyre T. Phytoremediation of heavy metals from soils. [J]. *Advances in Biochemical Engineering/biotechnology*, 2003, 78: 97–123.
- [57] J. W. HUANG, Cunningham S D. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation[J]. *New Phytologist*, 1996, 134(1): 75–84.
- [58] Li W X, Chen T B, Liu Y R. Effects of harvesting on As accumulation and removal efficiency of As by Chinese brake (*Pteris vittata* L.) [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(3): 538–542.
- [59] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. *科学通报*, 2002, 47(3): 207–210.
- [60] 陈同斌, 莫良玉, 廖晓勇, 等. 利用蜈蚣草孢子进行快速组培繁殖的方法; CN1954667[P]. 2007–05–02.
- [61] 蒋珍茂, 赵秀兰, 魏世强, 等. 翻耕与改良剂施用对土壤植烟适应性的影响[J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2015, 37(11): 122–130.
- [62] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 提高植物修复效率的技术途径与强化措施[J]. *环境科学学报*, 2007, 27(6): 881–893.
- [63] Vmerali T, Bandiera M, Mosca G. Plant – based re – mediation processes[M]. Berlin: Springer, 2013: 141–158.
- [64] Cunningham S D, Berti W R, Huang J W. Phytoremediation of contaminated soils[J]. *Trends in Biotechnology*, 1995, 13(9): 393–397.
- [65] Nickson R, McArthur J, Burgess W, et al. Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater[J]. *Nature*, 1998, 395(6700): 338–338.
- [66] Wójcik M, Vangronsveld J, Tukiendorf A. Cadmium tolerance in *Thlaspi caerulescens*: I. Growth parameters, metal accumulation and phytochelatin synthesis in response to cadmium[J]. *Environmental & Experimental Botany*, 2005, 53(2): 151–161.
- [67] 廖晓勇. 典型地区土壤砷污染的现状评价与植物修复[D]. 北京: 中国科学院地理科学与资源研究所, 2004: 89–188.
- [68] 裴 昕, 郭 智, 李建勇, 等. 刈割对龙葵生长和富集镉的影响及其机理[J]. *上海交通大学学报(农业科学版)*, 2007, 25(2): 125–129.
- [69] Brooker R W, Bennett A E, Cong W F, et al. Improving intercropping: a synthesis of research in agronomy, plant physiology and ecology[J]. *New Phytologist*, 2015, 206(1): 107–117.
- [70] Lithourgidis A S, Dordas C A, Damalas C A, et al. Annual intercrops: an alternative pathway for sustainable agriculture [J]. *Australian Journal of Crop Science*, 2011, 5(4): 396–410.
- [71] Agegnehu G, Ghizaw A, Sinebo W. Yield performance and land – use efficiency of barley and faba bean mixed cropping in Ethiopian highlands[J]. *European Journal of Agronomy*, 2006, 25(3): 202–207.
- [72] Daellenbach G C, Kerridge P C, Wolfe M S, et al. Plant productivity in cassava – based mixed cropping systems in Colombian hillside farms[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2005, 105(4): 595–614.
- [73] Wu Q T, Wei Z B, Ouyang Y. Phytoextraction of metal – contaminated soil by *Sedum alfredii*: effects of chelator and co – planting[J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2007, 180(1): 131–139.
- [74] Su D C, Lu X X, Wong J W C, et al. Could cocropping or successive cropping with Cd accumulator oilseed rape reduce Cd uptake of sensitive Chinese cabbage[J]. *Practice Periodical of Hazardous Toxic & Radioactive Waste Management*, 2008, 12(3): 224–228.
- [75] 蒋成爱, 吴启堂, 吴顺辉, 等. 东南景天与不同植物混作对土壤重金属吸收的影响[J]. *中国环境科学*, 2009, 29(9): 985–990.
- [76] 周建利, 邵 乐, 朱凰榕, 等. 间套种及化学强化修复重金属污染酸性土壤 – 长期田间试验[J]. *土壤学报*, 2014, 51(5): 1056–1065.
- [77] Gove B, Hutchinson J J, Young S D, et al. Uptake of metals by plants sharing a rhizosphere with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2002, 4(4): 267–281.

何 强,陈文强,彭 浩,等. 濒危植物杜仲内生真菌及次生代谢产物活性研究进展[J]. 江苏农业科学,2017,45(2):20-23.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.02.005

濒危植物杜仲内生真菌及次生代谢产物活性研究进展

何 强¹, 陈文强^{1,2}, 彭 浩^{1,2}, 邓百万^{1,2}, 解修超^{1,2}, 王 颖¹

(1. 陕西理工大学生物科学与工程学院, 陕西汉中 723001; 2. 陕西省食用菌工程技术研究中心, 陕西汉中 723001)

摘要:杜仲是我国特有的濒危药材,研究表明内生真菌可以产生与宿主相同或相似的活性物质,利用杜仲内生真菌解决杜仲资源缺乏的问题具有较深远的应用前景。本研究较系统地阐述了近年来杜仲内生真菌的多样性、次生代谢产物和提高内生真菌活性代谢产物产量的技术和方法,提出了研究中亟待解决的问题,以便为濒危植物杜仲资源的保护、开发和利用提供理论依据。

关键词:濒危植物;杜仲;内生真菌;次生代谢产物;活性

中图分类号: S182 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)02-0020-04

杜仲 (*Eucommia ulmoides*) 是杜仲科杜仲属植物,为落叶乔木,是我国特有的珍贵树种,别称思仙、思仲、木棉,是仅存于我国的第三纪孑遗植物,属于国家二类保护植物,主要分布于贵州、陕西、四川等省(区)^[1]。杜仲作为药材使用在我国已有两千多年的历史,其树皮经过干燥可入药,《神农本草经》《本草纲目》均把杜仲列为中上品,并明确记载其功效:“主治腰脊疼,补中、益精气、坚筋骨、强志、除阴下痒湿、小便余沥、安胎,久服轻身不老。”近代医学研究发现,杜仲除传统的医疗功效外,还具有双向调节血压、抗癌、抗病毒、愈伤和增强机体免疫功能等多种作用^[2],已引起国内外医药界广泛关注。杜仲不仅是珍贵药材,而且含有天然高分子材料杜仲胶。

植物内生真菌是指那些生活史的一定阶段或全部阶段生活于健康植物各种组织和器官内部或细胞间隙而没有引起宿主明显病害症状的真菌^[3]。研究表明,植物内生菌具有促进植物生长发育^[4]、增强宿主抗逆性等功能^[5];而在与宿主相互作用的过程中,部分植物内生菌不仅具有促进宿主活性物质的生成和积累的能力,而且还能产生与宿主相同或相似的活性物质^[6]。植物内生真菌产生的次生代谢产物具有生物学功能多样性和化学结构多样性,这些次生代谢产物从功能

作用上可分为抑菌物质类、杀虫物质类、植物生长调节剂类、抗肿瘤活性物质类及其他活性产物类型^[7]。利用植物内生菌进行工业化发酵生产某些紧缺和新型药物,为解决某些药用植物生长缓慢、资源短缺等因素带来的药源紧张和生态破坏问题提供了新思路。

目前,对杜仲内生真菌的研究主要集中在内生真菌的分离方法、生物多样性和生物活性等方面。本研究对濒危植物杜仲内生真菌的多样性、次生代谢产物以及提高内生真菌活性代谢产物的技术和方法进行探讨,并对杜仲内生真菌研究中亟待解决的问题和前景进行展望,以期对濒危植物杜仲资源的有效保护、合理开发和综合利用提供依据。

1 杜仲内生真菌的多样性

近年来,人们开始关注并进行内生真菌的研究。目前从植物组织中已分离出大量的内生真菌类群,但是通过对内生真菌与宿主专一性分析可知,平均每种宿主有 4~5 种专一性内生真菌,按地球目前已知 25 万种植物计算,内生真菌总数可能超过 100 万种^[8],可见植物组织和器官中存在大量的内生真菌资源亟待研究。

1.1 杜仲内生菌的种类和优势菌群

杜仲内生真菌具有普遍性和多样性的特点。目前,从杜仲中分离到的内生菌共有十余属,且因地域、采集部位的差异而造成了菌株的多样性。王丽丽等综合运用形态特征和分子生物学技术从杜仲茎组织中分离到 41 株内生真菌,均为半知菌,属于 6 个属,分别是脉孢菌属 (*Neurospora*)、曲霉属 (*Aspergillus*)、白僵菌属 (*Beauveria*)、小菌核属 (*Sclerotium*)、盾壳霉

收稿日期:2016-07-24

基金项目:陕西省“13115”科技创新工程(编号:2008ZDGC-04)。

作者简介:何 强(1992—),男,陕西西安人,硕士研究生,从事植物内生菌资源及相关开发利用研究。E-mail: heqiang0715@126.com。

通信作者:陈文强,教授,硕士生导师,主要从事微生物资源的保护与利用研究。E-mail: wenqiangc@126.com。

[78] 居述云,汪 洁,宓彦彦,等. 重金属污染土壤的伴矿景天/小麦—茄子间作和轮作修复[J]. 生态学报,2015,34(8): 2181-2186.

[79] 黑 亮,吴启堂,龙新宪,等. 东南景天和玉米套种对 Zn 污染污泥的处理效应[J]. 环境科学,2007,28(4):4852-4858.

[80] Zuo Y, Zhang F. Iron and zinc biofortification strategies in dicot plants by intercropping with gramineous species: a review [J]. Agronomy for Sustainable Development, 2009, 29(1): 63-71.

[81] 秦 欢,何忠俊,熊俊芬,等. 间作对不同品种玉米和大叶井口边草吸收积累重金属的影响[J]. 农业环境科学学报,2012,31(7):1281-1288.

[82] 赵 颖,刘利军,党晋华,等. 不同植物与玉米间作对玉米吸收多环芳烃和重金属的影响[J]. 环境工程,2014,32(7):138-141.

[83] 蔡 丽,夏丽飞,陈 枚,等. 樟茶间作对土壤养分及重金属含量的影响研究[J]. 茶叶科学技术,2013(2):9-12.