

施用外源物对尾矿土壤种植胡枝子修复效应初探^①

孙清斌^{1,2,3}, 尹春芹^{2,3*}, 邓金锋^{2,3}, 刘先利^{2,3}, 黄杰勋^{2,3}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 湖北理工学院环境科学与工程学院, 湖北黄石 435003; 3 矿区环境污染控制与修复湖北省重点实验室(湖北理工学院), 湖北黄石 435003)

摘要: 采用土培试验在两种尾矿土壤(废弃地和尾矿渣土)上种植耐性不同的两个胡枝子品种, 通过添加客土、锯末, 调控有机肥或无机肥等外源物, 分析不同处理条件下胡枝子生物量、植株和土体内重金属含量, 以明确外源物对尾矿土壤的修复效应。结果表明, 二色胡枝子生物量整体上显著高于截叶胡枝子生物量; 在所有处理中, 废弃地上同时添加客土和有机无机肥的处理是二色胡枝子生物量最高的处理。外源肥料添加提高了两个品种地上部和根部的生物量, 客土添加可能对改善立地生存的理化条件有较大帮助作用, 更能体现出肥料的效果。两种土壤上添加客土或肥料, 均较为显著地减少了截叶胡枝子根部和地上部重金属的吸收, 而二色胡枝子效果不明显。两种土壤上添加外源物、种植不同品种胡枝子可以降低部分处理土壤中重金属含量, 但通过植物种植直接摄取土壤中重金属的量是相对较少的。总之, 客土添加、肥料施入均较为明显地改善了废弃地和尾矿渣土两类土壤的立地条件, 增加了两种胡枝子的生物量, 一定程度上限制了植物对重金属的吸收, 土壤改良的基础上优先选择耐性品种是提高植物修复效果的上佳方案。

关键词: 胡枝子; 尾矿土壤; 外源物; 修复效应

中图分类号: S541; Q945 **文献标识码:** A

湖北黄石市大冶矿区是我国最早进行矿业开采的地区, 至今已发现矿床 273 处, 是全国六大铜矿及十大铁矿生产基地之一^[1]。开矿最主要的“副产品”是形成大量的尾矿库。据调查, 目前黄石市现有各类尾矿库有 100 多座, 大多数属于小型尾矿库。此类尾矿库因其规模较小、分散性较大、堤坝高度较低, 其安全性易被相关环保部门和企业管理者所忽视。前期研究表明, 大冶市大广山、小雷山和铁子山附近五座尾矿库矿渣中 Cd、Cu 含量极高, 均超过国家土壤环境质量三级标准^[2]。因此, 大多数小型尾矿库实际上极可能是造成周边农田土壤重金属污染的主要源头, 存在一定的安全隐患^[3]。

由于重金属不可能通过生物降解途径消除, 主要通过缓慢释放到环境完成土壤自净作用, 而在此过程释放出来的重金属对地表、地下水或周边土壤都可能造成一定量的不利影响。对大冶矿区周边农田土壤 118 个采样点的土壤重金属污染状况调查研究表明, 当地农田土壤中的 Cd、Cu、Pb、Zn、Cr、Co、Ni

和 Mn 均有不同程度的超标, 尤其以 Cu、Cd 超标最为严重^[4]。土壤-粮食-蔬菜系统是重金属污染物进入食物链的主要渠道之一, 对当地小麦、油菜、各类常见蔬菜重金属污染特征分析及健康风险进行评价表明, 矿区周边所种植的作物和蔬菜 Pb 和 Cd 的含量均超过食品安全卫生标准^[1, 5-8], 矿区居民食用这些食物均可能会产生一定的健康风险。出现上述土壤或植物重金属污染的状况与当地开矿历史悠久密不可分, 同时现存的尾矿库对周边环境而言实际上是一个潜在的重金属污染源, 如不采取有效防护措施将有可能进一步加剧该地区重金属污染现状。

针对上述情况, 如何有效预防尾矿库重金属污染、消除对周边农田土壤潜在生态风险、改善尾矿库区立地生存环境、加速尾矿库土壤自净修复进程是环境科学研究者需要探索的领域。围堰筑坝是目前实际操作过程中将重金属污染源控制在局部区域的通用措施, 然而此类方法治标不治本。最好的办法之一就是挖掘植物潜力, 选育和种植耐性植物或品种, 再造

基金项目: 土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金课题(0812201225), 湖北省自然科学基金面上项目(2014CFC1089), 湖北省教育厅科学研究重点项目(D20154401), 湖北省技术创新专项重大项目(2016ACA176), 湖北省矿区环境污染控制与修复重点实验室开放基金(2013104, 2014102)和湖北理工学院大学生科技创新项目(13cx30)资助。

* 通讯作者(yinchunqin@126.com)

作者简介: 孙清斌(1977—), 男, 河南新乡人, 博士, 讲师, 主要从事环境生态与生物地球化学过程研究。E-mail: Samuel614@126.com

新的绿色生态系统, 消减各尾矿库的潜在生态风险。胡枝子是一种能够在各种土壤上良好生长并能忍耐多种逆境胁迫的豆科植物, 是修复土壤、建立适合其他物种生长繁衍立地条件的先锋植物, 可为其他植物生长创造良好的立地条件^[9-10]。尽管有研究表明, 胡枝子对降低土壤中的 Cd、Pb、Ni、Cr 含量效果良好, 达到改善基质养分状况、降低基质重金属元素污染程度的双重作用^[11], 然而针对大冶矿区各类尾矿库, 选用胡枝子作为修复载体, 调配不同外源物施用, 开展重金属植物修复治理的研究工作鲜见报道。

鉴于此, 本研究采用土培试验, 通过调控客土、锯末、有机肥和无机肥等外源物的施用, 探索在尾矿土壤(废弃地和尾矿渣土)上种植耐性不同的两个胡枝子品种, 分析不同处理的生物量、植株和土体内重金属含量, 以明确外源物对胡枝子修复尾矿土壤重金属污染效果, 从而为挖掘尾矿土壤上外源物提高植物修复潜力提供一定的理论依据和实践指导。

1 材料与方 法

1.1 供试土壤及试验设计

1.1.1 供试材料 试验于 2014 年 5 月 16 日—7 月 18 日在湖北省矿区环境污染控制与修复重点实验室温室进行。供试土壤共 3 种: 废弃地土、尾渣矿土和客土。前两种供试土壤分别采自大冶市小冶炼厂矿产开采后的尾矿渣堆积地。根据堆积年限不同, 采样包括两种类型, 一种是较长历史遗留堆积, 表面已形成一定量的植被, 称作废弃地; 另一种是近年来堆积而成, 无任何植被, 土体呈灰白色细沙状, 称作尾矿渣土。供试客土(富铝黏化湿润铁土)采自黄石市黄金山农田区域无明显污染的表层土壤(厚度约 30 cm)。所有供试土样取回后, 风干, 除去砾石和植物残根等杂物, 过 4 mm 土筛混匀后备用。

供试植物为二色胡枝子(耐性品种)和截叶胡枝子(敏感性品种)。原始土壤、饼肥主要理化性状见表 1, 测定方法参见文献^[12]。盆钵用 200 mm(直径)× 200 mm(高)塑料盆, 将肥料与土壤充分混匀后, 装入盆内(总质量控制为 2.00 kg/盆)。种子具体催芽、种植、培养过程参见文献^[13]。即二色胡枝子种子需经浓硫酸处理约 10 min, 随即用水冲洗去除种子表面附着的硫酸, 然后放入蒸馏水中浸泡过夜。截叶胡枝子则直接用蒸馏水浸泡过夜。将完成吸涨的种子放入衬有滤纸的培养皿中置于人工气候箱中催芽 1 d 后播种。齐苗后, 二色胡枝子每盆定苗为 6 棵, 截叶胡枝子每盆定苗为 12 棵。定期浇水, 数量均一。培养约

60 d 后, 分盆收获称重, 进行相关项目检测。

表 1 供试土壤及饼肥的基本理化性质
Table 1 Characters of tested soil samples and cake manure

| 测定项目 | 饼肥 | 客土 | 废弃地土 | 尾矿渣土 |
|--------------------------------------|------|------|------|------|
| pH | - | 6.10 | 7.60 | 7.70 |
| N (g/kg) | 74.7 | 1.00 | 未检出 | 未检出 |
| P ₂ O ₅ (g/kg) | 55.7 | 1.96 | 1.63 | 未检出 |
| K (g/kg) | 32.9 | 13.0 | 0.14 | 未检出 |
| 有机质 (g/kg) | - | 22.1 | 20.3 | 14.6 |
| Cu (mg/kg) | 62.6 | 18.9 | 337 | 678 |
| Pb (mg/kg) | 8.89 | 37.0 | 139 | 136 |
| Cd (mg/kg) | 未检出 | 未检出 | 2.40 | 7.40 |
| Zn (mg/kg) | 47.1 | 53.7 | 175 | 420 |

1.1.2 试验设计 每盆总重控制在 2.00 kg, 其中土重 1.50 kg, 锯末 0.50 kg (所有处理均加入 0.50 kg 锯末以改善土壤孔隙度)。试验分为两大组, 一组无客土, 即废弃地土和尾矿渣土各 1.50 kg, 分别添加不同肥料: 对照(CK)、有机肥(OF)、无机肥(IF)、有机肥加无机肥(OF+IF)。另一组添加客土, 客土与尾矿土壤(废弃地土和尾矿渣土)比例为 1:1, 各 750 g, 混合后土壤质量 1.50 kg, 肥料添加同上。试验共计 32 个处理(2 品种 × 4 肥料处理 × 2 土壤 × 2 组(客土添加与否)), 重复 3 次, 共 96 盆。无机肥处理施用尿素(1.18 g/盆)、磷酸二氢铵(0.45 g/盆)、氯化钾(0.57 g/盆)。有机肥施用豆饼(20.0 g/盆)。所有肥料全部作基肥一次性施入。

1.2 测定项目和方 法

测定项目包括土壤 pH、生物鲜物质量和重金属(Cd、Cu、Pb 和 Zn)含量。

土壤样品 pH 测定方法参见 NY/T 1377—2007^[14]。盆栽收获时将植物分地上、地下两部分, 经蒸馏水冲洗, 吸水纸擦干, 称量计鲜重。然后烘箱 105 °C 杀青 15 min, 保持 75 °C 烘干至恒重, 万能粉碎机(IKA A11B S25, 德国)粉碎过筛备用。土壤和植物样品(过 0.15 mm 筛)重金属测定的消解方法分别参见文献^[1]。植株样品采用 HNO₃(优级纯)消煮, 土壤样品采用王水消煮, 然后用超纯水(Milli-Q Academic A10, 美国)定容, 过滤至塑料瓶中待测。土壤和植物样品中 Cu、Pb 和 Zn 含量采用火焰法测定, Cd 采用石墨炉法原子吸收分光光度计(Varian AA240FS, 美国)检测。

采用 SPSS 13.0 软件对试验数据作统计分析。土壤、植株体内重金属含量单因素方差分析采用 Duncan 法, 统计水平选用 95% 的置信范围。

2 结果与分析

2.1 不同处理对胡枝子生物量的影响

为了揭示调配外源物对两种污染土壤种植胡枝子的影响,进一步对比了两个胡枝子品种地上部(图 1)和根部的生物量(图 2)(均以鲜物质计)。发现施肥对两个品种几乎均显著提高了其地上部和根部的生物量;客土使二色胡枝子大部分处理之间递增规律性更加明显,整体上生物量也呈增加趋势。说明外源肥料的施入确实有助于植物更好生长,客土的添加对改善立地生存的理化条件有较大帮助作用。无论加客土与否,废弃地土壤上截叶胡枝子地上部和根部的生物量均表现为单独无机肥处理显著高于其他任何处理,包括同时加入无机有机肥处理。说明同时加入有机无机肥的处理尽管理论上对于营养平衡、理化条件改善均应优于单独无机肥处理,但对于敏感品种而言,仅加入无机肥反而更利于营养元素的吸收。品种间对比显示绝大多数处理二色胡枝子生物量显著高于截叶

胡枝子;二色胡枝子在废弃地加客土同时施用有机无机肥的处理时是各种条件下生物量最佳组合处理。说明二色胡枝子作为耐性品种加入客土,再辅以必要的有机无机肥处理可作为植物修复的最佳备选方案。

2.2 不同处理对胡枝子植株体内重金属含量的影响

表 2、3 分别是外源物施用对废弃地、尾矿渣种植胡枝子体内重金属元素含量。由表 2 可知,废弃地添加客土较为明显地减少了截叶胡枝子根部和地上部体内 Cu、Pb、Cd 的含量,尤其是根部更加明显;二色胡枝子部分处理重金属也有降低趋势,地上部 Cu 含量反而显著增加,整体重金属含量变化规律不明显。说明截叶胡枝子作为敏感品种客土的添加为其改善立地条件效果明显,反过来也印证了耐性品种二色胡枝子抗逆能力较强(环境适应能力更强)。肥料效应表现为加客土后敏感品种体内重金属含量存在较为明显的下降趋势,耐性品种肥料效应不明显,说明肥料的施入对截叶胡枝子效果更加明显;同时,截叶胡枝子对照是所有处理中重金属含量最高的处理,结

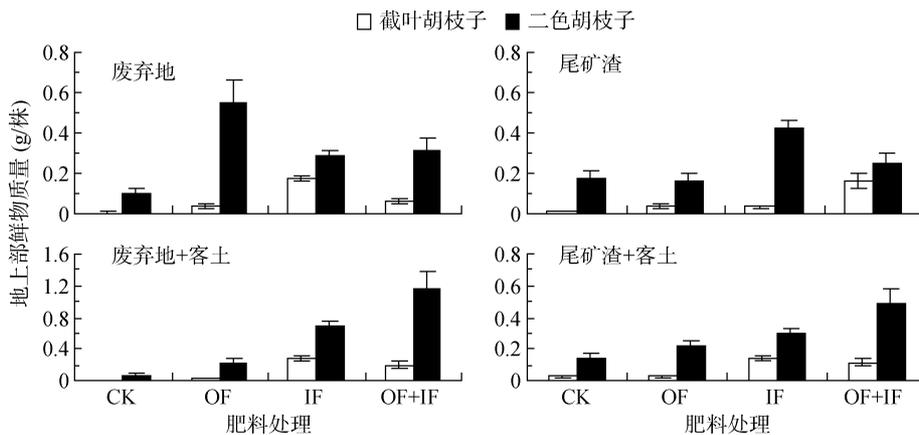


图 1 不同处理对两个胡枝子品种地上部生物量的影响

Fig. 1 Aboveground biomass of two *lespedeza* species under different treatments

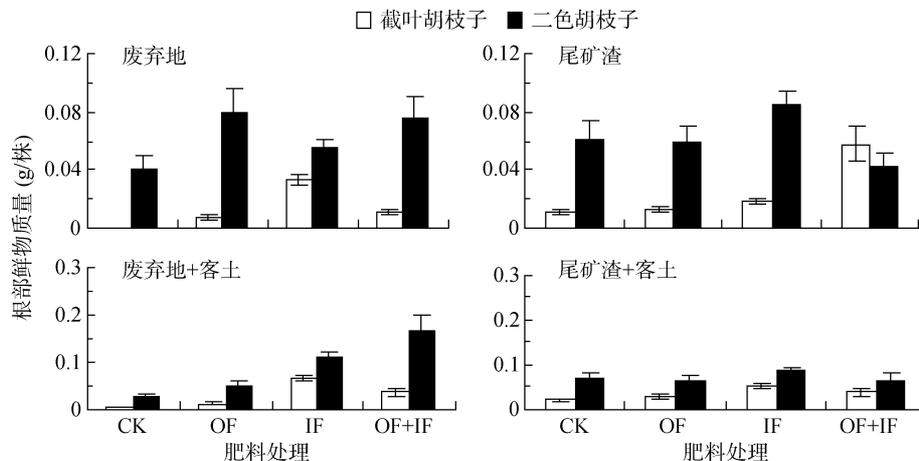


图 2 不同处理对两个胡枝子品种根部生物量的影响

Fig. 2 Root biomass of two *lespedeza* species under different treatments

表 2 外源物施用对废弃地种植胡枝子重金属吸收的影响(mg/kg)
Table 2 Effects of xenobiotics on contents of Cu, Pb, Cd and Zn in wasteland planted two *lespedeza* species

| 外源物 | 重金属 | 部位 | 截叶胡枝子 | | | | 二色胡枝子 | | | |
|-----|-----|-----|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | | | CK | OF | IF | OF+IF | CK | OF | IF | OF+IF |
| 无客土 | Cu | 地上部 | — | 52.9 ab | 38.8 c | 41.2 bc | 65.2 a | 34.0 c | 38.5 c | 40.8 bc |
| | | 根部 | — | 438 a | 217 bc | 450 a | 305 b | 201 bc | 230 bc | 148 c |
| | Pb | 地上部 | — | 73.1 c | 93.8 b | 158 a | 48.3 d | 51.5 d | 53.7 d | 58.9 d |
| | | 根部 | — | 270 b | 133 cd | 841 a | 62.5 d | 61.1 d | 111 cd | 172 c |
| | Cd | 地上部 | — | 7.10 b | 8.90 b | 13.8 a | 7.10 b | 10.5 ab | 7.80 b | 8.30 b |
| | | 根部 | — | 31.8 b | 13.6 c | 85.0 a | 10.0 c | 8.1 c | 23.2 bc | 19.7 bc |
| | Zn | 地上部 | — | 158 cde | 132 de | 221 bc | 369 a | 254 b | 197 bcd | 127 e |
| | | 根部 | — | 312 cd | 247 cd | 1329 a | 428 bc | 164 d | 314 cd | 599 b |
| 客土 | Cu | 地上部 | 83.8 a | 40.5 cd | 31.3 d | 28.9 d | 33.5 d | 67.9 ab | 58.0 bc | 59.6 bc |
| | | 根部 | 310 a | 165 bc | 137 bc | 150 bc | 150 bc | 119 c | 106 bc | 205 b |
| | Pb | 地上部 | 440 a | 97.8 b | 61.0 c | 51.5 c | 65.4 bc | 67.4 bc | 50.0 c | 56.4 c |
| | | 根部 | 740 a | 105 b | 61.2 cd | 49.9 d | 120 b | 74.3 c | 59.3 cd | 77.9 c |
| | Cd | 地上部 | 43.0 a | 10.5 b | 6.93 b | 7.36 b | 9.44 b | 7.71 b | 8.12 b | 6.78 b |
| | | 根部 | 94.6 a | 11.3 b | 10.2 b | 6.54 c | 12.3 b | 9.25 bc | 7.14 c | 12.0 b |
| | Zn | 地上部 | 646 a | 186 b | 171 b | 149 b | 155 b | 178 b | 198 b | 123 b |
| | | 根部 | 1815 a | 380 b | 166 cd | 103 d | 371 b | 404 b | 354 b | 284 bc |

注：“—”为该品种未能存活；表中同行数据小写字母不同表示处理间差异达到 $P < 0.05$ 显著水平(Duncan 检验)，下表同。

表 3 外源物施用对尾矿渣土种植胡枝子重金属吸收的影响(mg/kg)
Table 3 Effects of xenobiotics on contents of Cu, Pb, Cd and Zn in tailing land planted two *lespedeza* species

| 外源物 | 重金属 | 部位 | 截叶胡枝子 | | | | 二色胡枝子 | | | |
|-----|-----|-----|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | | | CK | OF | IF | OF+IF | CK | OF | IF | OF+IF |
| 无客土 | Cu | 地上部 | 119 a | 50.5 bc | 66.7 b | 31.1 cd | 23.3 d | 21.8 d | 30.8 cd | 19.8 d |
| | | 根部 | 298 a | 280 a | 235 ab | 206 ab | 76.6 c | 159 bc | 164 bc | 230 ab |
| | Pb | 地上部 | 140 a | 46.2 c | 75.0 bc | 47.3 c | 96.7 b | 101 b | 59.7 c | 104 b |
| | | 根部 | 209 c | 144 cd | 164 cd | 64.7 e | 121 de | 97.8 de | 362 b | 639 a |
| | Cd | 地上部 | 13.0 c | 6.93 d | 11.7 c | 6.48 d | 17.6 a | 15.5 ab | 8.47 d | 14.3 bc |
| | | 根部 | 27.9 c | 27.3 c | 25.6 c | 11.7 c | 16.4 c | 25.0 c | 68.7 b | 136.0 a |
| | Zn | 地上部 | 732 a | 178 cd | 248 b | 182 cd | 124 e | 215 bc | 145 de | 109 e |
| | | 根部 | 994 a | 440 ab | 508 ab | 364 b | 345 b | 283 b | 303 b | 615 ab |
| 客土 | Cu | 地上部 | 137 a | 32.2 bc | 51.4 b | 39.5 bc | 38.1 bc | 14.6 c | 14.5 c | 20.9 bc |
| | | 根部 | 241 a | 53.6 b | 90.8 b | 68.8 b | 79.2 b | 58.5 b | 54.9 b | 83.8 b |
| | Pb | 地上部 | 112 a | 57.3 b | 56.0 b | 65.0 b | 116 a | 93.1 ab | 90.4 ab | 87.6 ab |
| | | 根部 | 144 bc | 54.8 d | 61.4 d | 56.3 d | 224 a | 173 b | 139 c | 130 c |
| | Cd | 地上部 | 13.2 ab | 6.96d | 8.90 cd | 10.7 bc | 15.3 a | 14.9 a | 14.0 ab | 15.9 a |
| | | 根部 | 22.6 b | 9.22 c | 8.81 c | 9.29 c | 43.1 a | 28.6 b | 24.6 b | 26.7 b |
| | Zn | 地上部 | 248 ab | 309 a | 145 bc | 138 bc | 177 bc | 92.8 c | 65.4 c | 84.8 c |
| | | 根部 | 278 bc | 122 e | 181 de | 185 de | 218 cd | 319 b | 149 de | 545 a |

合生物量数据,说明养分缺乏限制其正常生长,可能是产生了浓缩效应。品种间对比发现,对照处理根部、地上部重金属含量均表现为耐性品种小于敏感品种(敏感品种未能存活,认为其体内重金属含量极大),说明逆境条件下耐性品种应该存在较强限制重金属

吸收、转运的阻碍机制。

理论上,添加客土和肥料施用均有助于植物生存立地条件的改善,应该会改变植物对重金属的吸收。在尾矿渣土上添加客土,减少了截叶胡枝子对重金属的吸收,根部表现尤为明显(表 3);客土添加有效降

低了各肥料处理下二色胡枝子对 Cu 的吸收,对另外 3 种重金属作用规律不明显(表 3)。肥料效应整体上表现为肥料的施入降低截叶胡枝子对重金属的吸收,尤其是添加客土使这种规律性更强;客土加入使得肥料处理整体上可以降低二色胡枝子重金属的吸收,而未加客土各处理重金属含量随肥料施用反而有增加趋势(表 3)。说明施用肥料增加养分离子的吸收,反而有助于耐性品种更好地吸收土壤中的重金属。品种间对比发现,对照处理不添加客土重金属含量截叶胡枝子几乎都是显著高于二色胡枝子,添加客土 Cu 含量截叶胡枝子高于二色胡枝子,根部 Pb、Cd 含量反而是二色胡枝子高于截叶胡枝子,说明添加客土对截叶胡枝子更加有效;肥料施用条件下,除不添加客土 Cu 含量截叶胡枝子高于二色胡枝子之外,其他处理添加客土与否 Pb、Cd 含量均是二色胡枝子高于截叶胡枝子,Zn 含量变化不明显,说明肥料的施用对不同重金属吸收作用效果不一。

2.3 种植胡枝子后土壤重金属含量

进一步分析种植胡枝子后尾矿土壤中的重金属含量(表 4),发现在废弃地上添加客土,Cu、Pb、Cd、Zn 含量有不同程度的下降趋势,相对而言尾矿渣土重金属含量有下降趋势但幅度不如废弃地明显,说明尽管客土与尾矿土壤(废弃地土和尾矿渣土)添加比例均为 1:1,然而两种土壤最终重金属含量并非简单的数学平均计算所得值,同时,两种尾矿土壤重金属含量下降幅度也存在一定差异,可能是尾矿土壤本身来源、堆积时间、小范围环境、外界生物等因素影响差异所致。肥料施用种植胡枝子后尽管部分重金属含量存在下降趋势,但规律性、差异性不明显,说明肥料因素对土壤中重金属含量消减影响不大。同时,尽管品种间抗性、本身生物量存在一定的差异,但种植后对土壤中重金属含量影响也不大,说明植物修复的主要功能体现在土体立地条件改善、生态修复条件提高,而真正通过植物的种植以直接摄取土壤中重金属的量是微乎其微的。

表 4 外源物添加对种植胡枝子后土壤重金属元素含量影响(mg/kg)
Table 4 Effects of xenobiotics on contents of Cu, Pb, Cd and Zn in two mine tailing soils planted two *lespedeza* species

| 土壤 | 外源物 | 重金属 | 截叶胡枝子 | | | | 二色胡枝子 | | | |
|-----|-----|-----|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|---------|
| | | | CK | OF | IF | OF+IF | CK | OF | IF | OF+IF |
| 废弃地 | 无客土 | Cu | 322 a | 335 a | 312 a | 322 a | 326 a | 327 a | 210 b | 181 b |
| | | Pb | 95.0 a | 90.7 ab | 79.5 ab | 94.9 a | 70.0 bc | 56.7 c | 73.9 abc | 53.5 c |
| | | Cd | 2.20 c | 2.03 cd | 2.07 c | 1.97 cd | 1.67 d | 2.87 ab | 3.20 a | 2.67 b |
| | | Zn | 149 ab | 171 a | 140 abc | 168 a | 153 ab | 122 bc | 149 ab | 112 c |
| | 客土 | Cu | 198 a | 182 bc | 187 ab | 188 ab | 168 d | 171 cd | 145 e | 103 f |
| | | Pb | 41.8 cd | 39.5 d | 47.5 b | 52.1 a | 44.5 bc | 41.4 cd | 22.9 e | 21.8 e |
| | | Cd | 1.67 b | 1.07 c | 1.83 ab | 2.17 a | 1.77 b | 1.90 ab | 1.70 b | 1.60 b |
| | | Zn | 83.5 a | 80.8 ab | 84.7 a | 83.8 a | 88.1 a | 73.0 b | 56.1 c | 51.7 c |
| 尾矿渣 | 无客土 | Cu | 598 cd | 665 ab | 599 cd | 553 d | 653 bc | 619 bc | 657 abc | 715 a |
| | | Pb | 120 a | 105 abc | 114 a | 105 ab | 89.2 bc | 115 a | 89.3 bc | 85.3 c |
| | | Cd | 6.43 bc | 5.37 d | 4.31 e | 4.40 e | 5.87 cd | 7.63 a | 6.40 bc | 7.00 ab |
| | | Zn | 430 a | 365 b | 358 b | 285 d | 297 cd | 318 c | 286 d | 294 cd |
| | 客土 | Cu | 560 ab | 661 a | 580 ab | 543 b | 577 ab | 593 ab | 532 b | 591 ab |
| | | Pb | 88.9 ab | 101 a | 78.6 b | 86.3 ab | 76.5 b | 83.2 ab | 82.9 ab | 88.8 ab |
| | | Cd | 4.03 bc | 5.20 a | 3.63 c | 3.67 c | 4.90 ab | 4.87 ab | 4.07 bc | 5.20 a |
| | | Zn | 282 ab | 301 a | 275 b | 288 ab | 279 b | 287 ab | 269 b | 278 b |

3 讨论

尾矿渣堆积地占用大量土地资源且存在一定的潜在生态风险,对其进行自然生态系统恢复重建是解决其环境风险问题一条切实可行的途径。人为的生态系统构建需要以植被恢复为必要前提条件,从而为后续生物的繁殖创造更好的立地条件。尽管不同污染尾矿渣堆积地环境条件各异,但通常情况下,其自然土

壤结构、理化性质、肥力养分条件是不足以支撑外来植物直接生长的。因此,这就需要调配添加适量各类环境友好型的外源物,以达到改变土壤容重、增加孔隙率、补充养分元素、创造适合植物生长的立地条件之目的。当前,通过添加环境材料外源物,以促进重金属污染土壤修复的研究已成为环境科学领域的热点。所谓的环境材料往往同时兼顾废物再利用,常见的环境材料包括:有机物料(作物秸秆、腐殖酸类、

生物质炭、畜禽粪便等)、各类无机物(河湖底泥、泥炭、贝壳、沸石等)以及一些少量的人工合成材料,国内外相关文献报道不胜枚举^[15-22]。其中,Yang 等^[16]研究表明,稻秆生物质炭显著提高土壤 pH、电导率和阳离子交换量,同时降低了 CaCl₂ 所浸提土壤中重金属浓度,提高了脲酶和过氧化氢酶活性。Pavla 等^[17]采用田间试验表明,长期施用污泥可以降低柳树上部 Cd 和 Zn 含量,同时可促进根部生长,增加地上部产量。Houben 等^[18]提出生物质炭施用可以有效降低污染土壤中 Cd、Pb、Zn 的生物有效性,从而可增加所种植油菜籽的产量。Ahmad 等^[19]发现贝壳、牛骨、生物质炭均可降低土壤中 Pb 的毒性和吸收并且可以增加土壤生物活性炭。以上报道说明外源物质的加入不仅是降低重金属毒性,而且对于改善土壤理化性质,创造良好的立地条件也是大有裨益的。

本试验每个处理在均添加了一定量的锯末以改变土体容重、增加孔隙率、改善土体立地条件的基础上,设置客土、肥料等外源物的处理。结果显示,同对照相比,外源物无论是客土还是各种肥料的添加均表现出比较明显的正向效果。整体而言,两种土壤添加外源物之后,在不同程度上对植物体内重金属含量均有抑制吸收的作用。上述两项结果说明了外源物添加对于改善植物生存条件的作用不言而喻,这与以往的研究报道结果也比较一致。对照不同外源物施用效果发现,二色胡枝子在废弃地+客土同时施用有机无机肥的处理生物量最高,可作为植物修复的最佳备选方案。在实际修复操作过程中选用耐性更强的品种在同等外源物处理下可获得更好的经济、生态效应。同时,我们发现与尾矿渣土相比,废弃地上添加客土或肥料在生物量或重金属含量方面正向效果更加明显。究其原因可能是当前两种土壤中重金属含量上存在差异。同时,除两种尾矿库土壤重金属含量本底值可能存在差别的原因之外,还有可能是由于废弃地堆放在时间较长,不可避免的淋溶下渗作用、地表径流迁移作用消减了一定量的重金属;另一方面微观上可能是受时间、周边环境的影响,废弃地自我净化修复作用启动较早,使得其在土体结构、养分聚集、立地条件等理化性状方面均有所改善,从而引起两种土壤修复效果出现上述差异。现场实地踏勘发现,一些存放多年的废弃地地表有苔藓、地衣类低等生物生长,部分场地会出现狗尾草、芦苇、柳树等高等植物。由此可见,以上理化、生物作用确实有可能消减了废弃地中的重金属含量,起到了缓慢自我修复的作用。然而淋溶下渗、地表径流等作用可能消减了原位废弃地

土壤中重金属的含量,但是同时也将重金属迁移至周边土体、水体更大的环境区域,造成的潜在生态危害风险不容忽视。反过来也印证了原位植物修复的必要性,尾矿库原位生态系统重建,可防止水土大量流失,减少重金属迁移量,消减潜在生态风险是解决尾矿库环境问题切实可行的有效途径之一。因此,结合其他相关项目的研究成果以及参考国内外专家尾矿库修复治理的经验,我们初步提出尾矿区库区及相关类似污染场地修复治理过程一般可遵循污染场地工程地貌重塑(如客土添加、周边挡土墙控源等措施)-土壤重构(改善土体立地生存条件)-植被重建(优先种植先锋植物中的耐性品种)-景观构建(逐步实现场地内生物多样性)最终达到生态系统恢复这一技术主线,使污染物尽可能在自身小的生态系统中循环利用,从而消减污染源向周边环境进一步大规模扩散的风险。

一般来讲,景观生态的恢复应以植被恢复为前提条件,反过来植被恢复不仅起到植被重建的作用,还可改善土壤结构、增加土壤肥力,加快新的生态系统构建历程。有研究表明,种植黑麦草和山茶荷木可较好地改善土壤生化性质和土壤肥力,增加土壤生产力,从而为构建植物修复系统提供有力支撑^[23]。Rodríguez-Seijo 和 Andrade^[24]认为尾矿土壤上应该建立稳定多样的修复植物模式,从而可以更好地矫正营养失衡、提高土壤质量。Reid 和 Naeth^[25]对 Kimberlite 尾矿通过添加外源物进行植物修复的结果表明,采取植物修复措施后尾矿土壤中的 CEC、有机碳、大量营养元素有效性均不同程度有所改善。方晰等^[26]对锰矿渣废弃地植物修复研究表明,人工植被修复能明显提高矿渣废弃地土壤微生物数量和酶活性。可见植物修复与新的生态系统构建是相辅相成,同时采用优势先锋物种是重金属污染场地植物修复的先决条件。本试验条件下,废弃地土壤上单独加入无机肥更利于截叶胡枝子生长,生物量显著高于其他处理(甚至高于无机肥+有机肥处理),这与常规理论有背,我们初步认为这一结果应该是短期效应的表现,原因可能是多方面的,比如有可能是部分养分物质加入过多,造成的养分失衡;也可能是部分盐分含量增加所导致的盐害;还可能是外源物短期内对土体微生物群落结构、种类产生了不良的影响,改变了根际微区环境所致。但是从长期效应而言,有机肥的加入不仅体现在肥效方面,对于土壤理化性质改善、长期肥效均应该优于单独无机肥处理,应该可能会更利于后续修复工作的开展。此外,在两种土壤上表现为各

处理生物量方面,二色胡枝子均优于截叶胡枝子,外源物添加效果也更加明显,废弃地+客土同时施用有机无机肥的处理可以获得所有处理中的最高生物量,说明抗逆性方面确实是二色胡枝子优于截叶胡枝子。另一方面,有研究表明,豆科、菊科、禾本科植物是矿山废弃地生态修复的先锋物种,具有很强的适应性,对改善土壤理化性质和营养状况效果明显,尤其是具有根瘤和茎瘤的一年生豆科植物^[27]。胡枝子属(*Lespedeza Michx.*)为豆科多年生草本、半灌木或灌木,正是修复土壤、建立适合其他物种生长繁衍立地条件的理想先锋物种。此外,整体而言两种土壤对照处理各种重金属表现为截叶胡枝子高于二色胡枝子,这可能是由于种植二色胡枝子更好地改善了土壤各种理化条件,缓解了重金属的毒害作用所致,也可能是两个胡枝子本身耐性差异所致(即二色胡枝子具有较强抵抗重金属侵入的外排机制)。然而,造成这种差异的真正原因是二色胡枝子种植后影响了土壤本身立地条件,还是二色胡枝子存在强大的外排抗性机制,亦或是二者原因都各占一部分尚不可定论,因此有必要进一步开展相关研究工作,以明确其真正原因所在。

植物修复的效益取决于植物地上部分金属含量及其生物量,这就要求选用生物量大的超积累植物,但目前已知的超积累植物绝大多数生长慢、生物量小。工程上,考量指标一般以修复后土壤中重金属含量下降的百分比加以评价,然而对于庞大体积的土壤来讲,植物所能携带走的重金属量微乎其微。本试验结果显示,两种土壤上不同外源物添加与否、种植不同品种前后对最终土壤中重金属含量均表现为作用不显著,可见植物修复的主要作用应该是体现在土体立地条件改善和生态功能的提高方面。目前重金属植物修复专家初步得出一致结论,植物修复直接从土壤中摄取吸收重金属的量是较小的,植物修复的本质是构建新的生态系统,消减重金属进一步向周边环境扩展的可能,最大程度地降低重金属的潜在安全生态风险。当然,在修复实施过程中选取耐性更强植物种类、品种,再辅以必要的工程技术手段以加快修复历程也是不可或缺的前提。目前学界提出了许多强化修复效果的辅助技术方法和途径,如整合诱导技术、表面活性剂诱导技术、纳米材料技术、物理强化等技术方法^[28],在实验室模拟实验中也均取得了一定的效果,然而距真正大范围工程技术推广尚有一段距离。因此,积极探寻新理论、新方法、新材料以辅助强化修复是今后该领域工作的趋势和发展

所在。

4 结论

尾矿库土壤修复需要添加外源物以改善污染场地土壤的立地条件,客土添加、肥料施入对于废弃地和尾矿渣土两类土壤均有较为明显的效果,一定程度上减轻尾矿土壤上重金属污染,提高了两种胡枝子的生物量,限制了植物对重金属的吸收。同时,不同植物均可能存在限制重金属吸收转运的机制,并非土壤中重金属含量越高吸收的量就越多,在能够存活条件下,植物还是尽可能地阻止重金属进入植物体内,不同品种间对重金属逆境限制是存在一定差异的,土壤改良的基础上优先选择耐性品种是提高植物修复效果的上佳方案。

参考文献:

- [1] 孙清斌,尹春芹,邓金锋,等. 大冶矿区土壤-蔬菜重金属污染特征及健康风险评价[J]. 环境化学, 2013, 32(4): 671-677
- [2] 尹春芹,孙清斌,李永达,等. 铁尾矿重金属形态及其潜在迁移能力分析[J]. 湖北理工学院学报, 2013, 29(2): 21-26
- [3] 梅国栋. 尾矿库溃坝机理及在线监测预警方法研究[D]. 北京: 北京科技大学, 2015
- [4] Yin C Q, Sun Q B, Zhao X Q. Assessment of heavy metal contamination in paddy soils from Daye mining area of Hubei Province, China [C]. Advanced Materials Research, 2012, 599: 434-440
- [5] 杨俊,马斯璐,李菁菁. 大冶矿区食品重金属污染及其健康风险影响研究[J]. 环境科学与技术, 2017, 40(12): 249-255
- [6] 孙清斌,尹春芹,邓金锋,等. 矿区农田土壤-小麦体系中重金属污染特征研究[J]. 河南农业科学, 2013(4): 80-84
- [7] 孙清斌,尹春芹,邓金锋,等. 大冶矿区周边农田土壤和油菜重金属污染特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(1): 85-91
- [8] Cai L M, Xu Z C, Qi J Y, et al. Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near Tonglushan mine in Hubei, China[J]. Chemosphere, 2015, 127: 127-135
- [9] Sun Q B, Shen R F, Zhao X Q, et al. P enhances Al tolerance in Al-resistant *lespedeza* but not in Al-sensitive *lespedeza*[J]. Annals of Botany, 2008, 102(5): 795-804
- [10] 孙清斌. 铝胁迫下胡枝子的生理响应及与耐铝性关系研究[D]. 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 2008
- [11] 孙景波,王笑峰,刘春河,等. 石墨尾矿废弃地植被恢复过程中重金属和养分变化特征及相关性[J]. 水土保持学报, 2009, 23(3): 102-106
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 2000

- [13] 孙清斌, 董晓英, 沈仁芳. 施用磷、钙对红壤上胡枝子生长和矿质元素含量的影响[J]. 土壤, 2009, 41(2): 206–211
- [14] 中华人民共和国农业部. 土壤 pH 值的测定(NY/T 1377—2007) [S]. 北京: 中国标准出版社, 2007
- [15] 高瑞丽, 朱俊, 汤帆, 等. 水稻秸秆生物炭对镉、铅复合污染土壤中重金属形态转化的短期影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(1): 251–256
- [16] Yang X, Liu J, Mcgrouthe K, et al. Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(2): 974–984
- [17] Pavla K, Michal H, Jirina S, et al. Effects of sewage sludge application on biomass production and concentrations of Cd, Pb and Zn in shoots of *salix* and *populus* clones: Improvement of phytoremediation efficiency in contaminated soils[J]. Bioenergy Research, 2016, 9: 809–819
- [18] Houben D, Evrard L, Sonnet P. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.) [J]. Biomass and Bioenergy, 2013, 57: 196–204
- [19] Ahmad M, Lee S S, Yang J E, et al. Effects of soil dilution and amendments (mussel shell, cow bone and biochar) on Pb availability and phytotoxicity in military shooting range soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012, 79: 225–231
- [20] 熊仕娟, 徐卫红, 谢文文, 等. 纳米沸石对土壤 Cd 形态及大白菜 Cd 吸收的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(12): 4630–4641
- [21] 程晨, 高文娅, 胡鹏杰, 等. 植物吸取修复及钝化处理对后茬水稻镉吸收的影响[J]. 土壤, 2017, 49(3): 476–481
- [22] 周歆, 周航, 曾敏, 等. 石灰石和海泡石组配对水稻糙米重金属积累的影响[J]. 土壤学报, 2014, 51(3): 555–563
- [23] Xu Q F, Jiang P K, Wang H L. Improvement of biochemical and biological properties of eroded red soil by artificial revegetation[J]. Journal of Soils and Sediments, 2010, 10(2): 255–262
- [24] Rodríguez-Seijo A, Andrade M L. Characterization of soil physico-chemical parameters and limitations for revegetation in serpentine quarry soils (NW Spain) [J]. Journal of Soils and Sediments, 2015, 100(6): 1–10
- [25] Reid N B, Naeth M A. Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlit mine tailings: A field study[J]. Restoration Ecology, 2005, 13(4): 602–608
- [26] 方晰, 田大伦, 武丽花, 等. 植被修复对锰矿渣废弃地土壤微生物数量与酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2009, 4: 221–226
- [27] 关军洪, 郝培尧, 董丽, 等. 矿山废弃地生态修复研究进展[J]. 生态科学, 2017, 36(2): 193–200
- [28] 高宁. 典型污染场地土壤-植物系统重金属污染特性及镉的植物修复研究[D]. 保定: 河北大学, 2013

Remediation Effects of Xenobiotic Applications on Mine Tailing Soils Planted with *Lespedeza* Species

SUN Qingbin^{1,2,3}, YIN Chunqin^{2,3*}, DENG Jinfeng^{2,3}, LIU Xianli^{2,3}, HUANG Jiexun^{2,3}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 College of Environmental Science and Engineering, Hubei Polytechnic University, Huangshi, Hubei 435003, China; 3 Hubei Key Laboratory of Mine Environmental Pollution Control & Remediation (Hubei Polytechnic University), Huangshi, Hubei 435003, China)

Abstract: Soil culture experiment was conducted with two kinds of mine tailing soils (wastelands and tailing residues land) planted two *lespedeza* species differing in Cd sensitivity in order to explore the remediation effects by adding xenobiotic substance (e.g., new soil, sawdust, organic fertilizer or inorganic fertilizer). The results showed that the biomass of *Lespedeza* bicolor was significantly higher than that of *Lespedeza cuneata*, while the treatment of applying new soil and organic inorganic fertilizer had the highest biomass of *Lespedeza* bicolor in all treatments. In addition, biomass of root and shoot were enhanced by xenobiotic application in both *lespedeza* species, which the addition of new soil improved the physical and chemical conditions of sites. When two mine tailing soils were applied with new soil or fertilizer, the heavy metal contents in roots or shoots of *Lespedeza cuneata* were significantly reduced, but little change occurred in *Lespedeza* bicolor. The contents of some heavy metals in two mine tailing soils can be reduced by applying exogenous or planting two *lespedeza* species, but the net uptake amount of heavy metals by plants are extremely low. In a word, the application of new soil and fertilizer obviously enhanced the site quality of two kinds of mine tailing soils, which increased the biomass of two *Lespedeza* species and decreased the uptake of heavy metals, so priority choose the tolerance plant species on the basis of soil amendment is the optimal way to improve the phytoremediation effect.

Key words: *Lespedeza*; Mine tailing soils; Xenobiotic; Remediation effect