

曹庆龄,周玉卿,赵九洲. Pb 胁迫对木豆幼苗生长和生理指标的影响[J]. 江苏农业科学,2019,47(5):118-121.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.05.029

Pb 胁迫对木豆幼苗生长和生理指标的影响

曹庆龄,周玉卿,赵九洲

(江西财经大学研究生/江西财经大学风景园林与植物资源研究所,江西南昌 330032)

摘要:木豆 [*Cajanus cajan* (L.) Millsp.] 具有喜温暖、耐干旱等生态习性,但其能否作为铅尾矿矿砂库 (lead tailings, 简称 LT) 植被修复的植物物种尚不明确。以铅尾矿矿砂混合园土为栽培基质,研究木豆的生长和相关生理指标,测定栽培基质的理化指标,测定幼苗的株高、根长、电导率、叶绿素含量、丙二醛 (MDA) 含量、谷胱甘肽 (GSH) 含量以及超氧化物歧化酶 (SOD)、过氧化物酶 (POD) 活性等指标。在测定植物的各个生长及生理指标后发现,随着铅尾矿矿砂含量的升高,处理的木豆生长受抑制逐渐增强,木豆根长、株高变短,耐性指数下降。木豆叶片叶绿素 a、叶绿素 b 和类胡萝卜素含量没有明显变化,地下部分的电导率呈先升后降的趋势,在 Pb 处理下,木豆幼苗的 SOD、POD 活性受到抑制,而 MDA 含量与地下部分的 GSH 含量有明显的提升。统计分析表明,对木豆幼苗生长的限制性因子为栽培基质中铅的含量,重金属铅对植物的生长产生胁迫作用,其胁迫强度随 Pb 浓度的增加而增大。

关键词:木豆;铅尾矿矿砂;幼苗生长;生理指标

中图分类号: Q945.78 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)05-0118-04

近半个世纪以来,随着工业设施、能源开发的迅速发展和完善,大量具有潜在毒性的重金属排放到环境中^[1-3]。全球每年排放到环境中的 Pb 约有 78.3 万 t^[4],其中,有相当大的一部分在进入土壤后使得土壤结构遭到破坏,生态系统无法正常行使功能。韩玉林的研究表明,高浓度的 Pb 进入环境后通过植物的吸收在植物体内大量积累,并通过食物链的富集作用危及动物和人类的健康^[5];殷姝媛研究发现,当 Pb 胁迫达到一定浓度后超过了金鸡菊的耐受范围时,对植物的伤害作用就更明显,损伤植物保护酶系统,使得活性降低,进而抑制了植物的正常生长^[6];江灶发等研究表明,在 Pb 的单一胁迫下台湾泡桐表现出较强的耐受性^[7]。司卫静等将香豌豆作为试材,发现其对低浓度的铅有一定的耐受能力^[8];Jiang 等研究表明,当铜浓度较低时,金鱼草叶片中的叶绿素 a、叶绿素 b、类胡萝卜素含量增加,而铜浓度为 157 mmol/L 时,金鱼草叶片中的叶绿素 a、叶绿素 b、类胡萝卜素含量显著低于对照^[9];Han 等研究发现,马蔺对铅尾矿有修复作用^[10]。

本研究以木豆作为试验材料,采用土培方法,将木豆栽植于不同处理的栽培基质中,探究铅尾矿矿砂胁迫对其各项生长及生理指标的影响,分析其对铅的耐性,以期利用木豆进行铅污染土壤的修复、保障人类健康提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试的木豆种子购置于河北省安国市天泽农业科技有限

公司,供试培养基质沙子经 105℃ 高温消毒 5 h 后,待其自然冷却,放入上径口 6 cm、底部口径 3 cm、深度 5.5 cm 的 32 孔穴盘中备用。铅尾矿矿砂取自于江西省德兴铅尾矿矿坝,园土采自江西财经大学麦庐校区假山上的林下园土,土样经 105℃ 烘干后,研磨过孔径 3 mm 筛,装盆备用。

1.2 试验方法

铅尾矿矿砂和土壤理化指标的测定采用《土壤农化分析》的方法^[11]。试验材料的栽培与处理等按 Han 等的方法^[12]。

试验于 2018 年 3 月进行。挑选籽粒饱满、大小均一致的种子,经 4 g/L 高锰酸钾溶液表面消毒 15 min,并在室温 (25.0℃) 中用蒸馏水浸泡 12 h 后播入穴盘中,每孔种 1 颗种子,待其生长 2 周后,选择植株健康、生长一致的木豆幼苗 (株高约 8 cm) 移栽到直径 15 cm、高 10 cm 的塑料盆中,每盆种植 10 株幼苗,盆内套 2 层塑料袋,以防水土流失,每天浇自来水让其自然生长。试验栽培基质采用 5 种处理,分别为 CK (100% 园土)、25% LT (25% 铅尾矿矿砂 + 75% 园土)、50% LT (50% 铅尾矿矿砂 + 50% 园土)、75% LT (75% 铅尾矿矿砂 + 25% 园土)、100% LT (100% 铅尾矿矿砂),每个处理 3 个重复。处理 50 d 后取出幼苗,用蒸馏水洗净处理样品,用吸水纸吸干表面水分后用于各项生长和生理指标的测定^[12]。

1.3 项目测定

生长指标的测定包括根长、株高。生理指标:叶绿素含量的测定采用马宗琪等的方法^[13];相对电导率的测定采用杨鹏辉等的方法^[14];MDA 含量的测定采用李子芳等的方法^[15];GSH 含量的测定采用 Jiang 等的方法^[16];SOD、POD 活性的测定参照李合生等的方法^[17]。叶片和根系生理指标的测定:叶片选取从上往下数的第 2 张叶片;根系采用根尖部分测定。

1.4 数据处理与分析

耐性指数^[9]的计算公式如下:

耐性指数 = 不同含量铅尾矿矿砂处理植株根长 / 对照植株

收稿日期:2018-12-10

基金项目:江西省研究生创新专项资金 (编号:YC2017-S232);江西财经大学资助学生科研课题 (编号:xskt17500)。

作者简介:曹庆龄 (1994—),女,黑龙江绥化人,硕士研究生,研究方向为园林景观规划及植物抗逆应用。E-mail:1872971556@qq.com。

根长×100%。

采用 Excel 2016 和 SPSS 22.0 软件对试验数据进行方差分析、相关分析和回归统计分析。

2 结果与分析

2.1 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗生长指标的影响

由表 1 可知,铅尾矿矿砂(LT)中的重金属 Pb 含量明显高于 CK(园土),为 CK 的 82.17 倍,Zn 和 Cu 含量也明显高于园

土。100% LT 中的磷含量高于 CK,速效氮含量低于 CK。

由表 2 可知,木豆的株高分别为对照的 88.41%、66.42%、72.56%、57.08%,木豆的根长分别为对照的 69.56%、63.39%、46.26%、28.81%,差异显著($P<0.05$)。

铅尾矿(x)的含量与株高的回归方程(株高为 y_1): $x = 21.228\ 89 - 0.088\ 84y_1$ (相关系数 $r_1 = -0.933\ 1^{**}$);

铅尾矿(x)的含量与根长的回归方程(根长为 y_2): $x = 25.621\ 81 - 0.179\ 26y_2$ (相关系数 $r_2 = -0.981\ 131^{**}$)。

表 1 栽培基质的理化参数

处理	Pb 含量 (mg/kg)	Zn 含量 (mg/kg)	Cu 含量 (mg/kg)	pH 值	全磷含量 (mg/kg)	有机质含量 (mg/kg)	速效氮含量 (mg/kg)	速效钾含量 (mg/kg)	速效磷含量 (mg/kg)	全氮含量 (mg/kg)	吸湿水 (%)
CK	8.64	0.00	0.00	4.75	0.14	5.13	18.15	11.56	5.42	0.48	3.21
25% LT	183.96	110.55	103.55	5.12	0.13	8.23	14.88	14.49	6.18	0.49	3.38
50% LT	359.29	221.10	207.11	5.49	0.48	11.33	11.61	17.42	6.94	0.50	3.54
75% LT	534.61	331.64	310.66	5.86	0.65	14.42	8.34	20.34	7.70	0.51	3.71
100% LT	709.93	442.19	414.21	6.23	0.82	17.52	5.08	23.27	8.46	0.52	3.87

注:CK 为纯园土;LT 为铅尾矿矿砂。数据为 3 次重复的平均值,于江西农业大学国土资源与环境学院试验测定

表 2 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗生长指标的影响

处理	株高 (cm)	根长 (cm)	耐性指数 (%)
CK	21.83±3.04a	27.04±4.70a	100
25% LT	19.30±1.58b	18.81±3.74b	70
50% LT	14.50±1.10d	17.14±3.57c	63
75% LT	15.84±1.48c	12.51±4.10d	46
100% LT	12.46±1.51e	7.79±1.51e	29

注:取 3 次数据的平均值±标准差。同列数据后不同小写字母表差异显著($P<0.05$)。下表同。

2.2 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗部分生理指标的影响

2.2.1 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗相对电导率、光合色素含量的影响 由表 3 可知,叶绿素 b 含量分别为对照的 100.91%、111.36%、105.45%、107.27%;类胡萝卜素含量分

别为对照的 111.56%、113.61%、108.16%、108.84%,两者都在 50% 铅尾矿处理时升到最高。叶绿素 a 含量分别为对照的 97.74%、99.73%、97.21%、92.29%。叶绿素 a/叶绿素 b 值分别为对照的 96.78%、89.18%、92.11%、85.96%。

铅尾矿(x)的含量与叶绿素 a 含量的回归方程(叶绿素 a 含量为 y_3): $x = 7.563\ 723 - 0.004\ 8y_3$ (相关系数 $r_3 = -0.820\ 46^*$);

铅尾矿(x)的含量与叶绿素 b 含量的回归方程(叶绿素 b 含量为 y_4): $x = 2.223\ 393 + 0.001\ 737y_4$ (相关系数 $r_4 = 0.651\ 769^*$);

铅尾矿(x)的含量与类胡萝卜素含量的回归方程(类胡萝卜素含量为 y_5): $x = 1\ 552\ 387 + 0.000\ 826y_5$ (相关系数 $r_5 = 0.413\ 361$)。

表 3 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗光合色素含量的影响

处理	叶绿素 a 含量	叶绿素 b 含量	叶绿素总量	叶绿素 a/叶绿素 b	类胡萝卜素含量
CK	7.52±0.26a	2.20±0.11c	9.71	3.42	1.47±0.07b
25% LT	7.35±0.43b	2.22±0.09c	9.57	3.31	1.64±0.06a
50% LT	7.50±0.65a	2.45±0.19a	9.95	3.05	1.67±0.14a
75% LT	7.31±0.14b	2.32±0.49b	9.63	3.15	1.59±0.35a
100% LT	6.94±0.85c	2.36±0.31b	9.30	2.94	1.60±0.17a

由表 4 可知,木豆幼苗地上部分的相对电导率没有明显的变化规律,在 25% LT、50% LT、75% LT 和 100% LT 处理时,电导率分别为 CK 的 101.39%、89.79%、105.41%、104.60%。木豆幼苗地下部分的电导率分别为 CK 的 105.04%、115.41%、107.90%、97.31%。

铅尾矿(x)的含量与地上部分电导率的回归方程(叶片电导率为 y_6): $x = 20.36\ 902 + 0.011\ 025y_6$ (相关系数 $r_6 = 0.334\ 686$);

铅尾矿(x)的含量与地下部分电导率的回归方程(根电导率为 y_7): $x = 24.73\ 866 - 0.002\ 28y_7$ (相关系数 $r_7 = -0.054\ 22$)。

2.2.2 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗 SOD、POD 活性的影响 从由表 5 可知,在不同含量铅尾矿矿砂的胁迫下,木豆

表 4 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗相对电导率的影响

处理	相对电导率(%)	
	地上部分	地下部分
CK	20.87±0.04d	23.42±2.39d
25% LT	21.16±1.21c	24.60±1.60c
50% LT	18.74±0.92e	27.03±1.08a
75% LT	22.00±1.33a	25.27±0.57b
100% LT	21.83±1.41b	22.79±1.01e

幼苗地上部分的 SOD 活性整体呈下降的趋势,且均低于对照,分别为 CK 的 95.23%、85.69%、86.85%、78.03%,差异显著。而木豆幼苗的地下部分没有明显的变化规律,在 50% LT 处理时,SOD 活性降到最低,为 CK 的 86.63%,在 75% LT 处理时增长更为明显,为 CK 的 174.71%,100% LT 处理时,

表 5 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗 SOD 活性的影响

处理	SOD 活性(U/g)	
	地上部分	地下部分
CK	333.49 ± 7.71a	165.78 ± 16.39d
25% LT	317.59 ± 13.01b	200.48 ± 23.13c
50% LT	285.78 ± 2.41d	143.61 ± 26.02e
75% LT	289.64 ± 6.27c	289.64 ± 6.27b
100% LT	260.24 ± 21.20e	323.37 ± 13.01a

较对照增长近 1 倍,为对照的 195.06%。

铅尾矿(x)的含量与地上部分 SOD 活性的回归方程(地上部分 SOD 活性为 y_8): $x = 332.240\ 96 - 0.697\ 831y_8$ (相关系数 $r_8 = -0.962\ 344^{**}$);

铅尾矿(x)的含量与地下部分 SOD 活性的回归方程(地下部分 SOD 活性为 y_9): $x = 143.710\ 84 + 1.617\ 35y_9$ (相关系数 $r_9 = 0.815\ 455^{*}$)。

由表 6 可知,地上部分的 POD 活性下降幅度较大,分别为对照的 36.59%、30.49%、23.17%、25.61%。地下部分的 POD 活性分别为对照的 88.89%、72.22%、88.89%、16.67%。木豆幼苗地下部分的 POD 活性在 100% LT 处理时降幅最大,较对照差异显著。

铅尾矿(x)的含量与地上部分 POD 活性的回归方程(地上部分 POD 活性为 y_{10}): $x = 0.637\ 86 - 0.006\ 243y_{10}$ (相关系数 $r_{10} = -0.861\ 633^{*}$);

铅尾矿(x)的含量与地下部分 POD 活性的回归方程(地下部分 POD 活性为 y_{11}): $x = 0.193\ 571 - 0.001\ 324y_{11}$ (相关系数 $r_{11} = -0.885\ 99^{*}$)。

表 6 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗 POD 活性的影响

处理	POD 活性[U/(g·min)]	
	地上部分	地下部分
CK	0.82 ± 0.09a	0.18 ± 0.01a
25% LT	0.30 ± 0.04b	0.16 ± 0.11a
50% LT	0.25 ± 0.02b	0.13 ± 0.03a
75% LT	0.19 ± 0.04c	0.16 ± 0.05a
100% LT	0.21 ± 0.10d	0.03 ± 0.01b

2.2.3 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗谷胱甘肽(GSH)、MDA 含量的影响 由表 7 可见,木豆地上部分谷胱甘肽含量总体呈下降的趋势,分别为对照的 71.98%、64.59%、73.54%、48.64%,在 100% LT 处理时降到最低。而木豆地下部分的谷胱甘肽含量呈上升的趋势,在 100% LT 处理时升到最高,较对照增加 52.17%。

表 7 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗谷胱甘肽(GSH)含量的影响

处理	GSH 含量(μg/g)	
	地上部分	地下部分
CK	2.57 ± 1.50c	0.23 ± 0.04b
25% LT	1.85 ± 0.03b	0.24 ± 0.01b
50% LT	1.66 ± 0.08c	0.29 ± 0.06b
75% LT	1.89 ± 0.28a	0.28 ± 0.03b
100% LT	1.25 ± 0.23d	0.35 ± 0.04a

铅尾矿(x)的含量与地上部分 GSH 含量的回归方程(叶片 GSH 含量为 y_{12}): $x = 1.827\ 67 - 0.001\ 82y_{12}$ (相关系数 $r_{12} = -0.288\ 57$);

铅尾矿(x)的含量与地下部分 GSH 含量的回归方程(根 GSH 含量为 y_{13}): $x = 0.205\ 452 + 0.001\ 51y_{13}$ (相关系数 $r_{13} = 0.978\ 423\ 6^{**}$)。

由表 8 可见,木豆幼苗地上部分的 MDA 含量均高于 CK,呈先升后降的趋势,在 75% LT 处理时升到最高,较对照增加 46.03%。而木豆地下部分的 MDA 含量随着 Pb 含量的增加而升高,分别较对照增加 12.50%、50.00%、50.00%、100.00%。

铅尾矿(x)的含量与地上部分丙二醛含量的回归方程(地上部分丙二醛含量为 y_{14}): $x = -147.235\ 9 + 267.264\ 13y_{14}$ (相关系数 $r_{14} = 0.596\ 480\ 62^{*}$);

铅尾矿(x)的含量与地下部分丙二醛含量的回归方程(地下部分丙二醛含量为 y_{15}): $x = -97.509\ 595\ 8 + 1\ 294.223\ 86y_{15}$ (相关系数 $r_{15} = 0.983\ 437^{**}$)。

表 8 不同含量铅尾矿矿砂对木豆幼苗 MDA 含量的影响

处理	MDA 含量(nmol/g)	
	地上部分	地下部分
CK	0.63 ± 0.04c	0.08 ± 0.02a
25% LT	0.64 ± 0.15b	0.09 ± 0.02a
50% LT	0.76 ± 0.04b	0.12 ± 0.02a
75% LT	0.92 ± 0.16a	0.12 ± 0.02a
100% LT	0.72 ± 0.02b	0.16 ± 0.03a

3 讨论与结论

铅被植物吸收并累积到一定程度时会阻碍植物的正常生长^[9]。试验结果表明,木豆幼苗在不同 Pb 处理下,其生物量和耐性指数相比对照整体呈下降的趋势,且在 Pb 胁迫中与 CK 差异显著($P < 0.05$)。据分析,栽培基质中的 Pb 含量与株高的相关系数为 $-0.933\ 1^{**}$,回归方程为 $x = 21.228\ 89 - 0.088\ 84y_1$,栽培基质中的 Pb 含量与根长的相关系数是 $-0.981\ 131^{**}$,回归方程为 $x = 25.621\ 81 - 0.179\ 26y_2$ 。说明木豆在 Pb 处理过程中木豆各项生长指标受到了明显抑制。

叶绿素是植物进行光合作用所需的重要光合色素^[18-19]。在该研究中,木豆在不同比例铅尾矿矿砂处理下,叶绿素 a 含量整体呈下降的趋势,叶绿素 b 与类胡萝卜素含量整体都呈上升的趋势。分析表明,栽培基质中的 Pb 含量与叶绿素 a 含量的相关系数为 $-0.820\ 46^{*}$,回归方程为 $x = 7.563\ 723 - 0.004\ 8y_3$,栽培基质中的 Pb 含量与叶绿素 b 含量的相关系数是 $0.651\ 769^{*}$,回归方程为 $x = 2.223\ 393 + 0.001\ 737y_4$,栽培基质中的 Pb 含量与类胡萝卜素含量的相关系数是 $0.413\ 361$,回归方程为 $x = 1\ 552\ 387 + 0.000\ 826y_5$ 。说明当木豆受铅胁迫时,对其光合作用影响较小。

当植物受到重金属胁迫时,细胞膜会遭到破坏^[20]。在本研究中,木豆幼苗地上部分的相对电导率变化规律不明显,但在 75% LT 处理时,电导率增幅最大。木豆幼苗地下部分的电导率总体呈先升后降的趋势。据分析,栽培基质中的 Pb 含量与地上部分电导率的相关系数为 $0.334\ 686$,回归方程为 $x = 20.369\ 02 + 0.011\ 025y_6$,栽培基质中的 Pb 含量与地下部分电导率的相关系数是 $-0.054\ 22$,回归方程为 $x = 24.738\ 66 - 0.002\ 28y_7$ 。说明高浓度的铅增强了木豆的细胞膜透性,对木豆伤害较大。

过氧化物酶活性的大小可以体现植物胁迫期间体内代谢的变化^[12]。在本次试验中,木豆的 POD 活性整体呈均匀下降的趋势,且均低于对照。而木豆的 SOD 活性没有明显的变化规律。分析表明,栽培基质中的 Pb 含量与地上部分 SOD 含量的相关系数为 $-0.962\ 344^{**}$,回归方程为 $x = 332.240\ 96 - 0.697\ 831y_8$,栽培基质中的 Pb 含量与地下部分 SOD 含量的相关系数是 $0.815\ 455^*$,回归方程为 $x = 143.710\ 84 + 1.617\ 35y_9$,栽培基质中的 Pb 含量与地上部分 POD 含量的相关系数为 $-0.861\ 633^*$,回归方程为 $x = 0.637\ 86 - 0.006\ 243y_{10}$,栽培基质中的 Pb 含量与地下部分 POD 含量的相关系数是 $-0.885\ 99^*$,回归方程为 $x = 0.193\ 571 - 0.001\ 324y_{11}$ 。说明木豆的地下部分在受到铅胁迫时呈动态平衡状态,可自我调节,而木豆的地上部分受铅胁迫伤害较大,不能正常调节。

丙二醛是膜脂过氧化最重要的产物之一,通常来表示植物对逆境条件反映的强弱^[21]。Xu 等研究表明,萱草在受到镉胁迫时,体内的丙二醛含量增加显著^[22]。在该研究中,木豆幼苗叶片的 MDA 含量总体呈上升的趋势,与 Xu 等的研究结果相同。分析表明,栽培基质中的 Pb 含量与地上部分 MDA 含量的相关系数为 $0.596\ 480\ 62^*$,回归方程为 $x = -147.235\ 9 + 267.264\ 13y_{14}$,栽培基质中的 Pb 含量与地下部分 MDA 含量的相关系数是 $0.983\ 437^{**}$,回归方程为 $x = -97.509\ 595\ 8 + 1\ 294.223\ 86y_{15}$ 。说明木豆体内 MDA 含量对铅尾矿有一定的抑制作用。

谷胱甘肽是植物体内的水溶性抗氧化剂,可提高植物抗氧化能力^[8]。试验显示,木豆幼苗地上部分的谷胱甘肽含量整体呈下降的趋势。木豆幼苗地下部分的谷胱甘肽含量整体呈均匀上升的趋势。分析表明,栽培基质中的 Pb 含量与地上部分 GSH 含量的相关系数为 $-0.288\ 57$,回归方程为 $x = 1.827\ 67 - 0.001\ 82y_{12}$,栽培基质中的 Pb 含量与地下部分 GSH 含量的相关系数是 $0.978\ 423\ 6^{**}$,回归方程为 $x = 0.205\ 452 + 0.001\ 51y_{13}$ 。说明木豆对铅尾矿有一定的耐性。

木豆幼苗在不同比例铅尾矿矿砂的处理下,其生长指标、电导率及抗氧化酶受到一定程度的抑制,但对木豆的光合色素含量没有什么影响,其氧化剂含量也显示木豆对铅尾矿有抑制作用,并且在纯 Pb 条件下栽培 50 d 依然能够生长,说明木豆对铅具有一定的耐性,可为铅污染环境的修复提供一定的理论参考。

参考文献:

- [1] Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS - based approach to identify heavy metal sources in soils [J]. Environmental Pollution, 2001, 114: 313 - 324.
- [2] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales [J]. Science of the Total Environment, 2003, 311(1/2/3): 205 - 219.
- [3] Colgan A, Hankard P K, Spurgeon D J, et al. Closing the loop: a spatial analysis to link observed environmental damage to predict heavy metal emissions [J]. Environmental Toxicology Chemistry,

- 2003, 22(5): 970 - 976.
- [4] Mhatre G N, Pankhurst C E. Bioindicators to detect contamination of soils with special reference to heavy metals [M]// Pankhurst C E, Doube B M, Gupta V V S R. Biological indicators of soil health. New York: CAB International, 1997: 349 - 369.
- [5] 韩玉林. Pb - Cu 复合胁迫对马蔺幼苗生长和生理指标的影响 [J]. 植物资源与环境学报, 2010, 19(4): 24 - 30.
- [6] 殷妹媛. 两种菊科植物对铅胁迫的耐性生理及铅污染环境修复研究 [D]. 南昌: 江西财经大学, 2014.
- [7] 江灶发, 刘蕊. 铅、锌及其复合胁迫对台湾泡桐幼苗生长及生理抗性的影响 [C]// 中国园艺学会观赏园艺专业委员会, 国家花卉工程技术研究中心. 中国观赏园艺研究进展 2015. 北京: 中国园艺学会, 2015: 472 - 476.
- [8] 司卫静, 原海燕, 韩玉林, 等. Pb 胁迫对香豌豆幼苗部分生长和生理生化指标的影响 [J]. 植物资源与环境学报, 2013, 22(2): 86 - 91.
- [9] Jiang Z F, Huang S Z, Han Y L, et al. Physiological response of Cu and Cu mine tailing remediation of *Paulownia fortunei* (Seem) Hemsl [J]. Ecotoxicology, 2012, 21(3): 759 - 767.
- [10] Han Y L, Huang S Z, Yuan H Y, et al. Organic acids on the growth, anatomical structure, biochemical parameters and heavy metal accumulation of *Iris lactea* var. *chinensis* seedling growing in Pb mine tailings [J]. Ecotoxicology, 2013, 22(6): 1033 - 1042.
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [12] Han Y L, Yuan H Y, Huang S Z, et al. Cadmium tolerance and accumulation by two species of *Iris* [J]. Ecotoxicology, 2007, 16(8): 557 - 563.
- [13] 马宗琪, 崔静, 王秀, 等. 树木叶片叶绿素含量三种测定方法的比较 [J]. 林业科技, 2016, 41(5): 42 - 45.
- [14] 杨鹏辉, 李贵全, 郭丽, 等. 干旱胁迫对不同抗旱大豆品种花荚期质膜透性的影响 [J]. 干旱地区农业研究, 2003, 21(3): 127 - 130.
- [15] 李子芳, 吴锡冬. 植物丙二醛含量测定试验设计方案 [J]. 天津农业科学, 2016, 22(9): 49 - 51.
- [16] Jiang M, Zhang J. Effect of abscisic acid on active oxygen species, antioxidative defence system and oxidative damage in leaves of maize seedlings [J]. Plant and Cell Physiology, 2001, 42(11): 1265 - 1273.
- [17] 李合生, 孙群, 赵世杰, 等. 植物生理生化实验原理和技术 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [18] 白瑞琴, 韩蕾, 李燕, 等. 重金属铅对蜀葵、二月蓝种子萌发和幼苗生长的毒害效应研究 [J]. 内蒙古农业大学学报(自然科学版), 2009, 30(1): 1 - 5.
- [19] Sen S, Smith M E, Setter T. Effects of low nitrogen on chlorophyll content and dry matter accumulation in maize [J]. African Journal of Agricultural Research, 2016, 11(12): 1001 - 1007.
- [20] 闫川. 水稻穗叶体温 and 颖花育性及其影响因子研究 [D]. 南京: 南京农业大学, 2009.
- [21] 胡淑静. 红宝石观赏草组织培养体系的初步建立和干旱胁迫下的适应性研究 [D]. 重庆: 西南大学, 2009.
- [22] Xu Q S, Min H L, Cai S J, et al. Subcellular distribution and toxicity of cadmium in *Potamogeton crispus* L. [J]. Chemosphere, 2012, 89(1): 114 - 120.