

土壤铅胁迫对地被竹出笋成竹的影响研究

廖家蓉, 蔡心怡, 陈雅慧, 杜箫宇, 杨轶雄, 雷 霆, 江明艳*

(四川农业大学 风景园林学院, 成都 611130)

摘 要:以 6 种地被竹(菲黄竹、菲白竹、铺地竹、美丽箬竹、白纹椎谷箬和狭叶倭竹)为材料,设计 3 个土壤铅浓度处理(0、300、1 500 mg · kg⁻¹),研究土壤铅胁迫对地被竹出笋成竹数量和新竹抗逆生理特性的影响,并采用隶属函数法对地被竹出笋成竹期的土壤铅耐受性进行综合评价。结果表明:(1)土壤铅胁迫对地被竹笋期节律的影响主要出现在出笋盛期(4~5 月),发笋数的降低会导致多数竹种退笋率下降,以稳定新竹数量,只有菲白竹、白纹椎谷箬、狭叶倭竹的新竹数在高浓度土壤铅胁迫下显著低于 CK,降幅分别为 15.87%、23.64%和 31.25%。(2)土壤铅胁迫会普遍引起地被竹新竹超氧阴离子和丙二醛含量的增加,在高浓度铅胁迫下铺地竹中二者含量最低(9.96 μg · g⁻¹、0.016 μmol · g⁻¹),狭叶倭竹的超氧阴离子含量最高(15.99 μg · g⁻¹),菲黄竹的丙二醛含量最高(0.021 μmol · g⁻¹)。(3)与其余 4 个竹种不同,在土壤铅胁迫下白纹椎谷箬和狭叶倭竹不能显著积累游离脯氨酸,细胞渗透调节作用弱。(4)6 种地被竹在出笋成竹期对高浓度土壤铅的耐受性排序为:美丽箬竹(0.79) > 铺地竹(0.75) > 菲白竹(0.70) > 狭叶倭竹(0.49) > 白纹椎谷箬(0.39) > 菲黄竹(0.38),其中美丽箬竹、铺地竹和菲白竹出笋成竹数量正常,且具有较强的抗逆生理特性,具有在高浓度土壤铅污染地区应用的潜力。

关键词:土壤铅胁迫;地被竹;笋期节律;出笋成竹;抗逆生理

中图分类号:Q945.78

文献标志码:A

Effect of Soil Pb Stress on Shoot-emergence of Dwarf Bamboos

LIAO Jiarong, CAI Xinyi, CHEN Yahui, DU Xiaoyu,

YANG Yixiong, LEI Ting, JIANG Mingyan*

(College of Landscape Architecture, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

Abstract: The objective was to examine the shoot-emergence of dwarf bamboos in Pb-contained soil. In this regard, we selected six kinds of dwarf bamboo [namely, *Sasa auricomma* (Mitford) E. G. Camus, *Sasa fortunei* (Van Houtte) Fiori, *Sasa argenteostriata* (Regel) E. G. Camus, *Indocalamus decorus* Q. H. Dai, *Sasaella glabra* (Nakai) f. *albo-striata* Muroi, *Shibataea lanceifolia* C. H. Hu] and treated with three doses Pb concentrations (0, 300, 1 500 mg · kg⁻¹) to investigate the quantity of shoot emergence and physiological stress resistance characteristics when exposed to soil Pb stress. Results showed that: (1) the effects of soil Pb stress on the shoot period rhythm of dwarf bamboo mainly in the shoot-emergence period (April to May). The shoot emergence numbers of most bamboo species decreased accompany with degenerated shoot rate, so that to make it possible to stabilize the numbers of new bamboo shoot. Only that in *Sasa fortunei*, *Sasaella glabra* and *Shibataea lanceifolia* emerged a significantly lower tendency on numbers of new shoot under high concentration soil Pb stress when compared with CK, which decreases by

收稿日期:2019-03-14;修改稿收到日期:2019-04-23

基金项目:国家自然科学基金青年科学基金(31700541);四川省重点研发项目(2017N0008);四川农业大学科研兴趣培养计划(04055790)

作者简介:廖家蓉(1998—),女,在读本科生,主要从事园林植物培育与应用研究。E-mail:1522042488@qq.com

* 通信作者:江明艳,副教授,主要从事园林植物培育与应用研究。E-mail:78925139@qq.com

15.87%, 23.64% and 31.25%, respectively. (2) Soil Pb stress induced a surge in contents of O_2^- and MDA of generally in new shoots. Both of them were presented with the lowest-contained in *Sasa argenteostriata* ($9.96 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, $0.016 \mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$), while the highest-contained of O_2^- and MDA appeared in *Shibataea lanceifolia* ($15.99 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) and *Sasa auricoma* ($0.021 \mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$), respectively. (3) As a result of being not capable of accumulating enormous free proline, which caused a weak osmotic regulation in *Sasaella glabra* and *Shibataea lanceifolia*, when compared with the other 4 species. (4) The tolerance of six dwarf bamboos to high concentration Pb soil during shoot-emergence period was ranked as follows: *Indocalamus decorus* (0.79) > *Sasa argenteostriata* (0.75) > *Sasa fortunei* (0.70) > *Shibataea lanceifolia* (0.49) > *Sasaella glabra* (0.39) > *Sasa auricoma* (0.38). Above all, *Indocalamus decorus*, *Sasa argenteostriata* and *Sasa fortunei* innately possessed a better physiological characteristics of stress resistance, along with a common regular quantity of new shoots, was considered to retain the superiority of remediation in high concentration of Pb-contained soil.

Key words: soil Pb stress; dwarf bamboo; shoot period rhythm; shoot emergence; physiology stress resistance

随着工农业现代化进程的加快,环境铅污染问题日益严重,铅在土壤中不能自然降解,易被动植物吸收,从而进入食物链危害人体健康^[1]。土壤铅污染修复具有重要的实践意义,可采用物理、化学、工程、生物等多种修复方法^[2],其中物理、化学、工程措施等方法因成本高、效率低、破坏土壤生态平衡等劣势未被广泛采纳^[3],生物修复(尤其是植物修复)因具有成本低、易操作、环境友好等优势日益受到关注^[4-5]。植物的不同组织可积累铅,但随着铅胁迫程度的增加,其生长生理将受到严重的负面影响,如植物体内活性氧增加、膜渗透性改变、酶活性受到抑制、对矿质营养元素的吸收紊乱等^[6]。铅超富集植物的筛选和诱导是土壤铅污染植物修复领域的研究热点,这类植物由于细胞外或细胞壁上的沉淀、细胞内区域化分布、螯合效应和酶系统等作用,对高浓度铅胁迫有较强的耐受性^[7]。现已知的铅超富集植物如遏蓝菜属(*Thlaspi*)^[8]、高山漆姑草(*Minuartia verna*)^[9]、普陀山苔草(*Carex putuoshan*)^[10]、密毛白莲蒿(*Artemisia sacrorum* var. *messerschmidtiana*)^[11]、土荆芥(*Chenopodium ambrosioides*)^[12]、金丝草(*Pogonatherum crinitum*)^[13]等,普遍存在生物量低、根际深度与范围小、适生区域有局限^[14]等问题,难以在土壤铅污染修复实践中应用。在生物量大、生长周期长、适生范围广的植物类型中进一步筛选对铅耐受性强、积累量大的物种,将有助于突破植物修复土壤铅污染的应用瓶颈。

竹类植物在中国南方地区广泛分布,不仅生物量大、生长迅速,而且具有庞大的地下鞭根系统,常用于水土保持^[15]。已有研究表明,毛竹(*Phyllostachys heterocycla*)^[16]、雷竹(*Phyllostachys*

praecox)^[17]、菲白竹(*Sasa fortunei*)^[18-20]、铺地竹(*Sasa argenteostriata*)^[21]、鹅毛竹(*Shibataea chinensis*)^[22]等竹种均对土壤铅有较强的耐受性和富集能力,涉及竹种多数属于地被竹类。地被竹低矮密集、覆盖地表、适应性强且景观价值高^[23],在城市园林和国土绿化中应用广泛。一次种植,多年生长,每年可以通过对老竹的收获持续提取污染土壤中的铅,具有应用于铅污染土壤修复的潜力。出笋成竹期是竹类植物周年生长中保持种群稳定的关键时期,这一阶段的生长发育规律对土壤铅胁迫的响应研究尚未见报道。本试验以6种地被竹为研究对象,探讨不同程度的土壤铅胁迫对其出笋成竹的影响,以为竹类植物在土壤铅污染修复领域的应用提供参考。

1 材料和方法

1.1 试验材料及来源

本试验采用的地被竹种包括菲黄竹(*Sasa auricoma*,缩写为SU)、菲白竹(*Sasa fortunei*,缩写为SF)、铺地竹(*Sasa argenteostriata*,缩写为SA)、美丽箬竹(*Indocalamus decorus* Q. H. Dai,缩写为ID)、白纹椎谷箬(*Sasaella glabra*,缩写为SG)和狭叶倭竹(*Shibataea lanceifolia*,缩写为SL),均为2017年11月购于浙江省安吉县的2年生分株苗,缓苗4个月后进行铅胁迫处理。

1.2 试验设计

试验于2018年3月~7月进行,共设3个铅胁迫水平(0、300和1500 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),胁迫浓度分别记为CK、Pb300(低浓度)、Pb1500(高浓度),每处理4盆重复,共72盆。栽培基质为园土和营养土的混

合土,质量比 1 : 1,其中园土取自四川农业大学成都校区校园绿地,营养土购于花木交易市场。混合土基本理化性质为:铅含量背景值 21.0 mg · kg⁻¹, pH 值 7.0,有机质含量 2.6%,有效氮含量 106.9 mg · kg⁻¹,速效磷含量 75.4 mg · kg⁻¹,速效钾含量 152.1 mg · kg⁻¹。

土壤铅胁迫的具体实施方法为:在 Φ280 的塑料花盆内装入 3 kg 风干混合土,分别取 1.413 0 g (300 mg Pb · kg⁻¹)、7.065 2 g (1 500 mg Pb · kg⁻¹)的(CH₃COO)₂Pb · 3H₂O 固体粉末,用 200 mL 去离子水充分溶解,缓慢均匀施入对应土壤铅胁迫浓度的盆土内,对照(0 mg · kg⁻¹)盆内均匀施入 200 mL 去离子水,用细塑料棒充分混匀供试土壤后静置 10 d,正式试验前对供试土壤的土壤铅含量进行取样测定,确保土壤铅含量为设计浓度。

3 月 1 日将供试竹苗除去根系原土,移栽至各铅浓度处理的盆土中,竹株较小的菲黄竹、菲白竹、铺地竹和白纹椎谷箬立竹数为 30 株 · 盆⁻¹,竹株较大的美丽箬竹和狭叶倭竹立竹数为 20 株 · 盆⁻¹,同时对根系进行适当修剪,保证每盆竹丛地上、地下部分生物量一致。定植后浇透定根水,试验期间用等量的去离子水进行浇灌。

1.3 测定指标及方法

1.3.1 出笋成竹观测 在 3~6 月的地被竹发笋期,每隔 2 d 统计 1 次各盆竹丛的发笋数(以笋尖露出地面 1~2 mm 为标准),并插签标记,笋期结束后计算发笋数(各处理统计的发笋数之和)。

待新竹成竹后,于 7 月初统计新竹数量,计算退笋率和新竹率。退笋率=[(发笋数-新竹数)÷发笋数]×100%;新竹率=(新竹数÷老竹数)×100%。

1.3.2 生理指标测定 待新竹的侧枝长出、新叶展开后,于 7 月中旬测定其抗逆生理指标,其中超氧化物歧化酶(SOD)活性采用氮蓝四唑(NBT)光化还原法,丙二醛(MDA)含量采用 TBA 巴比妥酸法,可溶性糖(SS)含量采用蒽酮比色法,可溶性蛋白(SP)含量采用考马斯亮兰 G-250 比色法,游离脯氨酸(Pro)含量采用酸性茚三酮比色法测定^[24];过氧化氢酶(CAT)活性采用过氧化氢分解法,过氧化物酶(POD)活性采用愈创木酚法,超氧阴离子(O₂⁻)含量采用羟胺氧化法测定^[25]。

1.3.3 铅含量测定 在采样测定新竹生理指标的同时,将其从盆土中取出,洗净晾干后湿法 HNO₃-HClO₄ (v/v = 5 : 1, HNO₃ 5 mL, HClO₄ 1 mL) 消解,用 AA-7000 原子吸收火焰分光光度计(日本,

HIMADZU)测定新竹根系、叶片中的铅含量。

1.3.4 耐铅性综合评价 采用隶属函数法综合评价 6 个竹种的耐铅性。首先对各指标原始数据进行标准化处理[相对值=(处理值÷对照组)×100%]^[26],然后进行主成分分析提取出了 4 个主成分因子,将 4 个主成分的得分系数乘以相应标准化后的相对值求和得到综合指标值(X_i),根据公式(1)、(2)、(3)依次计算出隶属函数值 R(X_i)、主成分权重 W_i 和综合评价值 D^[27],D 值越大,表明耐铅性越强。

$$R(X_i)=(X_i-X_{min})\div(X_{max}-X_{min}) \tag{1}$$

R(X_i)表示第 i 个主分的隶属函数值,X_{min} 表示第 i 个综合指标中的最小值,X_{max} 为该综合指标中的最大值。

$$W_i=P_i\div\sum P_i \tag{2}$$

W_i 表示第 i 个主成分在所有主成分中所占百分比,P_i 为该竹种第 i 个主成分的贡献率。

$$D=\sum[R(X_i)\times W_i] \tag{3}$$

1.4 数据处理与分析

数据结果用 Excel 2010 计算和作图,用 SPSS 24.0 进行多重比较、相关性分析和主成分分析。

2 结果与分析

2.1 土壤铅胁迫对地被竹笋期节律的影响

从图 1 可以看出,土壤铅胁迫对不同地被竹种笋期节律的影响不同,尤其是影响盛期(4~5 月)的发笋数量。菲白竹、铺地竹和狭叶倭竹盛期发笋数显著受到土壤铅胁迫的抑制,Pb300 和 Pb1500 处理下,菲白竹 5 月发笋数相比 CK 分别下降了 11.11% 和 44.44%,铺地竹 5 月发笋数相比 CK 分别下降了 38.24% 和 58.82%,狭叶倭竹则是在 4 月发笋数下降最多,相比 CK 分别下降了 37.04% 和 48.15%。菲黄竹和白纹椎谷箬在 Pb1500 处理下盛期发笋数也表现为下降,但是在 Pb300 处理下盛期发笋数显著高于 CK,尤其是白纹椎谷箬 4 月发笋数相比 CK 增加 56.75%,表现出低浓度土壤铅对发笋的促进作用。美丽箬竹笋期节律受到土壤铅胁迫的影响最小,除 Pb1500 处理在初期发笋数显著低于 CK 外(P<0.05,下同),其余均与 CK 无显著差异(P>0.05,下同)。

2.2 土壤铅胁迫对出笋成竹数量的影响

从图 2, A 可以看出,在 Pb300 处理下,白纹椎谷箬的发笋数显著高于 CK(1.24 倍),菲黄竹、铺地竹和美丽箬竹的发笋数与 CK 无显著差异,菲白竹

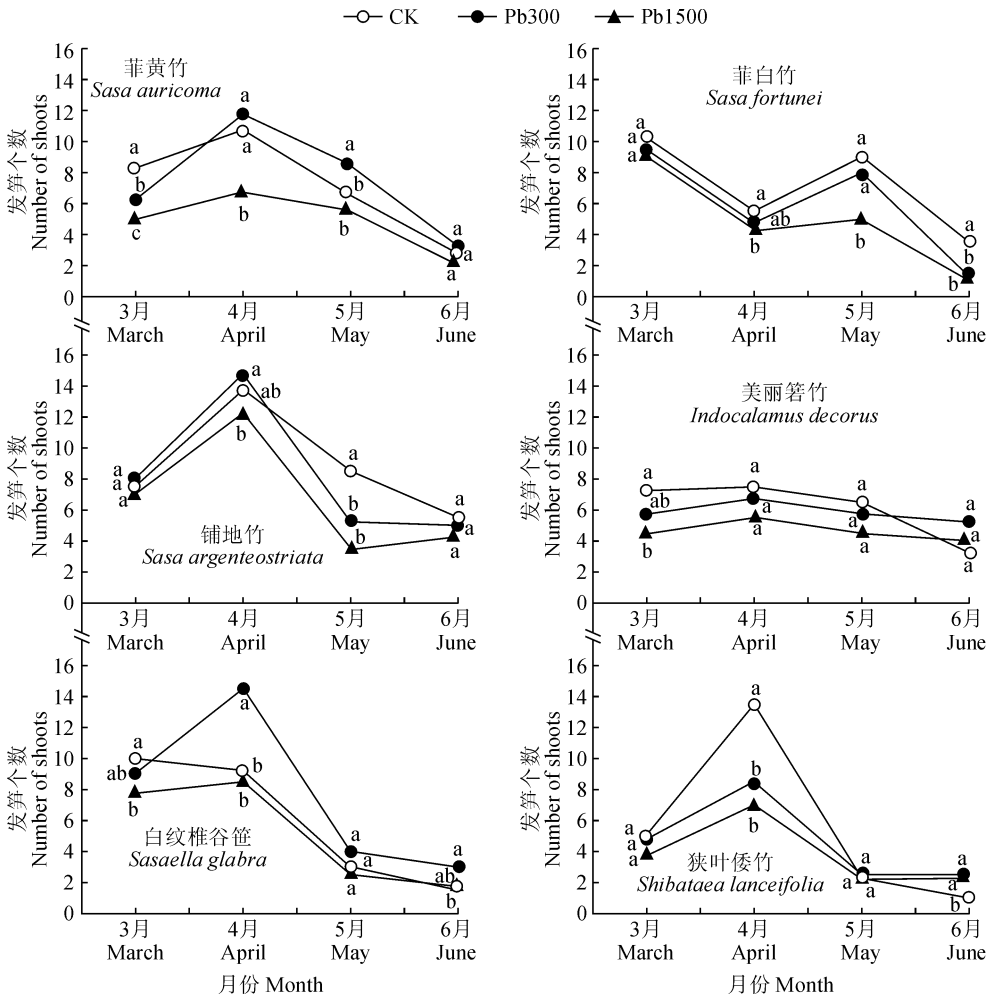
和狭叶倭竹的发笋数显著低于 CK(0.83 倍和 0.84 倍),说明低浓度土壤铅胁迫对多数地被竹种发笋数无不利影响。但是在 Pb1500 处理下,6 个地被竹种的发笋数均显著低于 CK,其中降幅最小的是白纹椎谷笹,相比 CK 下降 16.33%,降幅最大的是菲黄竹和菲白竹,相比 CK 均下降 31.86%。

综合图 2,B、C 可以看出,菲黄竹、菲白竹、铺地竹和美丽箬竹的退笋率会随着发笋数的减少相应降低,以稳定新竹数量,相反白纹椎谷笹和狭叶倭竹的退笋率显著高于或近于 CK,导致新竹数量减少。在 Pb300 处理下,菲黄竹的新竹数显著高于 CK(1.17 倍),其余 5 个竹种与对照无显著差异;在 Pb1500 处理下,菲白竹、白纹椎谷笹和狭叶倭竹的新竹数显著低于 CK,分别下降 15.87%、23.64%、

31.25%,说明低浓度土壤铅胁迫不会影响地被竹的新竹数,但高浓度土壤铅胁迫会减少部分竹种的新竹数。从图 2,D 可以看出,铺地竹和美丽箬竹新竹率最高,且不受土壤铅胁迫的影响,推测这 2 个竹种能在高浓度的铅污染土壤上保持旺盛的繁殖能力。

2.3 土壤铅胁迫对新竹抗性生理特性的影响

从图 3,A 可知,土壤铅胁迫下 6 个竹种的 SOD 活性均显著高于 CK,多数竹种在 Pb1500 处理下高于 Pb300 处理(菲黄竹和狭叶倭竹例外)。6 个竹种的 CAT 活性变化规律与 SOD 变化相似(图 3,B),菲黄竹和狭叶倭竹在高浓度土壤铅胁迫下 CAT 活性相比 CK 有较大幅度下降,其余 4 个竹种的 CAT 活性在高浓度土壤铅胁迫下均显著高于 CK,说明菲黄竹和狭叶倭竹的新叶 SOD、CAT 活性会受到高

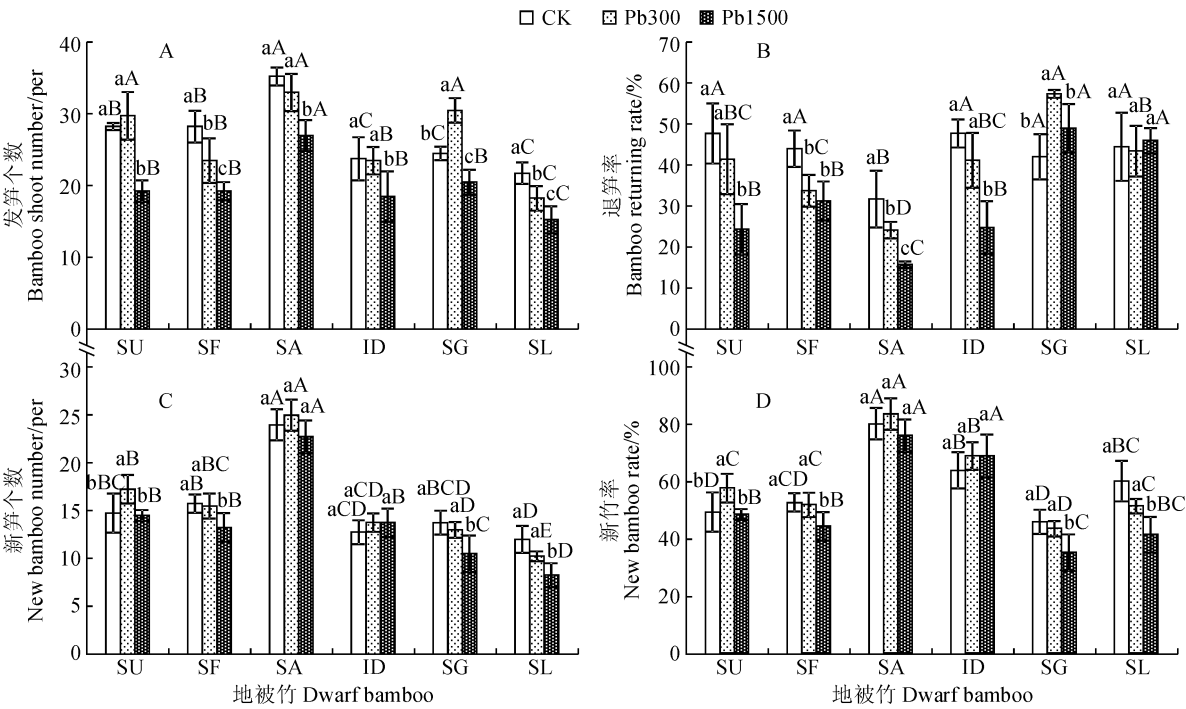


不同小写字母表示相同竹种不同土壤铅浓度处理间差异显著(Duncan, $P<0.05$)。下同

图1 地被竹笋期节律

Different normal letters within the same bamboo species indicate significant differences among different treatments of Pb concentration in soil at 0.05 level. The same as below

Fig. 1 Shoot period rhythm of dwarf bamboos



SU. 菲黄竹;SF. 菲白竹;SA. 铺地竹;ID. 美丽箬竹;SG. 白纹椎谷箬;SL. 狭叶倭竹. 不同小写字母表示相同竹种不同土壤铅浓度处理间差异显著($P<0.05$);不同大写字母表示相同土壤铅浓度处理不同竹种间差异显著($P<0.05$),下同

图2 土壤铅胁迫对发笋数(A)、退笋率(B)、新竹数(C)和新竹率(D)的影响

SU. *Sasa auricoma*;SF. *Sasa fortunei*;SA. *Sasa argenteostriata*;ID. *Indocalamus decorus*;SG. *Sasaella glabra*;

SL. *Shibataea lanceifolia*. Different normal letters within the same bamboo species indicate significant differences among

different treatments of Pb concentration in soil at 0.05 level; Different capital letters within the same treatment of

Pb concentration in soil indicate significant differences among different bamboo species at 0.05 level, the same as below

Fig. 2 Effects of soil Pb stress on bamboo shoot number (A), bamboo returning rate (B), new bamboo number (C) and new bamboo rate (D)

浓度土壤铅胁迫的抑制。从图 3,C 可知,Pb300 处理下,6 个竹种的 POD 活性均高于 CK(仅白纹椎谷箬变化不显著);Pb1500 处理下,菲黄竹和白纹椎谷箬的 POD 活性均受到抑制(显著低于 CK 和 Pb300 处理),其余 4 个竹种在土壤铅胁迫下 POD 活性均显著高于 CK。

从图 3,D 可以看出,土壤铅胁迫下会导致 6 个竹种新叶的 $O_2^{\cdot -}$ 含量显著增加,且在 Pb300 处理和 Pb1500 处理下,均是菲黄竹、白纹椎谷箬、狭叶倭竹 3 个竹种的 $O_2^{\cdot -}$ 含量明显高于其余竹种,与 SOD 活性、CAT 活性和 POD 活性的表现一致。

从图 4,A 可以看出,在 Pb300 处理下各竹种新叶的 MDA 含量均显著高于 CK,且竹种间无显著差异,说明即使是低浓度的铅离子积累也会导致地被竹叶片膜系统损伤,与类芦(*Neyraudia reynaudiana*)在低浓度铅胁迫下叶片膜脂过氧化加剧的研究一致^[28]。菲黄竹、美丽箬竹和狭叶倭竹在 Pb1500 处理下的 MDA 含量显著高于 Pb300 处理,其中菲黄竹新叶膜系统损伤最为严重,与 CK 相比

MDA 含量增加 103.42%。

从图 4,B 可以看出,土壤铅胁迫下美丽箬竹和白纹椎谷箬新竹叶片 SS 含量相比 CK 变化不显著,其余 4 个竹种则显著增加,尤其是菲黄竹和铺地竹的 SS 含量在 Pb300 和 Pb1500 处理下也有显著差异。与 SS 含量变化规律不同,土壤铅胁迫下 6 个竹种新叶 SP 含量均显著提高,除狭叶倭竹外,其余 5 个竹种的 SP 含量在 Pb300 和 Pb1500 处理下均有显著差异(图 4,C),说明高浓度土壤铅胁迫下多数地被竹种可以通过积累 SP 来增强抗逆性,与斑叶龟背竹(*Monstera deliciosa*)等^[29]叶片中迅速合成 SP 抵抗铅胁迫的研究结果一致。

从图 4,D 可以看出,铺地竹和美丽箬竹是土壤铅胁迫下 Pro 含量增幅最大的 2 个竹种,Pb1500 处理下相比 CK 分别增加了 93.90%和 104.03%。菲黄竹和菲白竹的 Pro 含量在 Pb300 处理下显著高于 CK(增幅分别是 47.78%、31.57%),但是与 Pb1500 处理没有显著差异。相对于其他 5 个竹种,白纹椎谷箬的 Pro 含量在不同浓度土壤铅处理下均

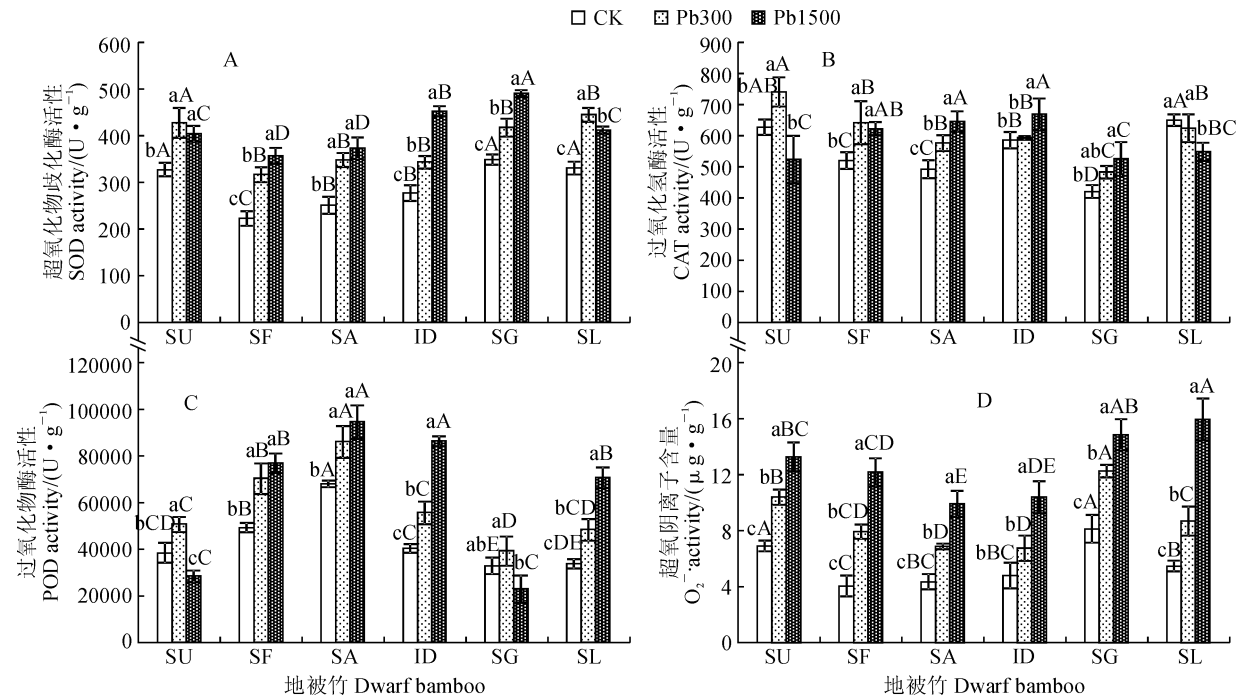


图 3 土壤铅胁迫对新竹叶片超氧化物歧化酶活性(A)、过氧化氢酶活性(B)、过氧化物酶活性(C)和超氧阴离子含量(D)的影响

Fig. 3 Effects of soil Pb stress on SOD activity (A), CAT activity (B), POD activity (C) and O_2^- content (D) in new bamboo leaves

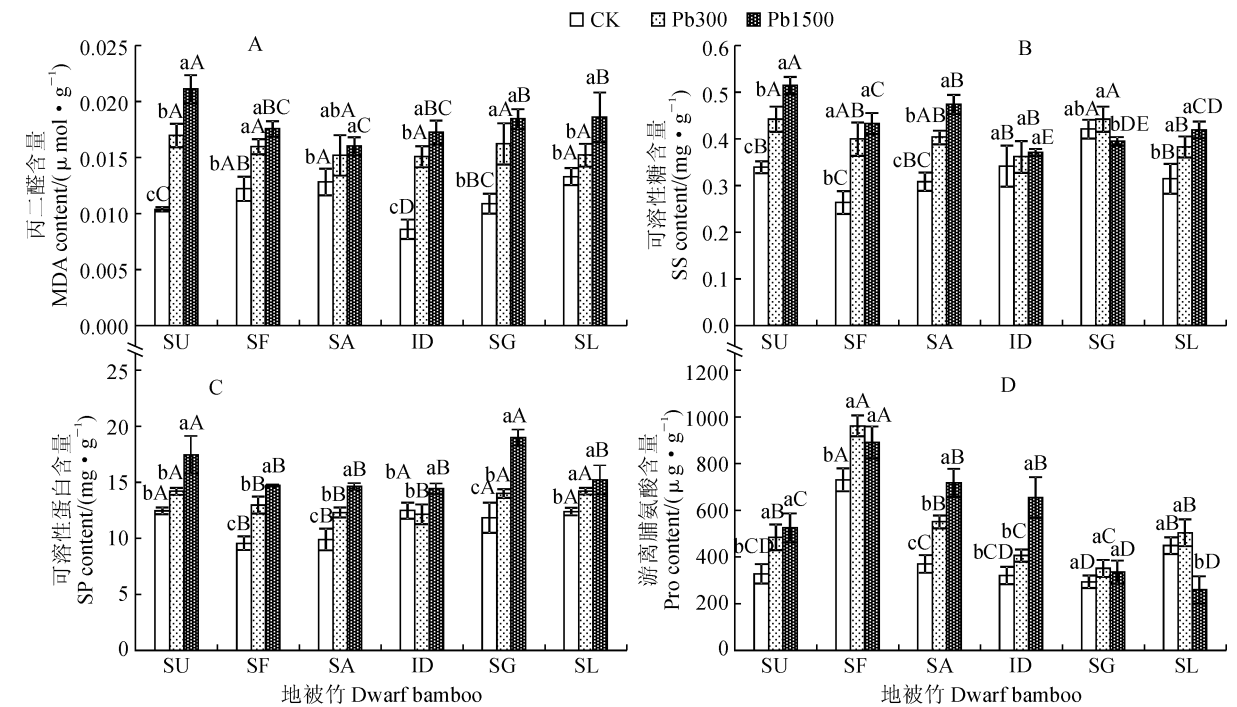


图 4 土壤铅胁迫对新竹叶片丙二醛含量(A)、可溶性糖含量(B)、可溶性蛋白含量(C)和游离脯氨酸含量(D)的影响

Fig. 4 Effects of soil Pb stress on MDA content (A), SS content (B), SP content (C) and Pro content (D) in new bamboo leaves

处于最低水平,且未出现显著变化。6 个竹种中,只有狭叶倭竹的 Pro 含量在高浓度土壤铅胁迫下显著

低于 CK。说明多数地被竹种可以通过 Pro 含量的增加来降低自身的渗透势,维持新竹叶片的渗透调

节平衡,与山皂角(*Gleditsia japonica*)的研究结论一致^[30]。

2.4 土壤铅胁迫对新竹根系和叶片铅含量的影响

由图 5 可知,土壤铅胁迫下地被竹新竹的根系、叶片铅含量均显著高于 CK。在 Pb300 处理下,菲黄竹和白纹椎谷箬根系和叶片的铅含量显著高于其他竹种,说明低浓度土壤铅胁迫会导致这 2 个竹种的新竹大量吸收铅,从而影响其生长。在 Pb1500 处理下,菲黄竹、菲白竹和铺地竹表现出较高的根系和叶片铅含量,美丽箬竹和白纹椎谷箬根系铅含量高,但叶片铅含量低;狭叶倭竹则是根系和叶片铅含

量均低,说明高浓度土壤铅胁迫下,不同地被竹种新竹吸收和转运铅的能力不同,导致叶片铅含量存在显著差异,对叶片生理活性产生不同程度的抑制。

2.5 新竹叶片铅含量与抗逆生理指标的相关性分析

由表 1 可知,新竹叶片铅含量会显著降低 6 种地被竹的 SOD 活性,同时导致 MDA、可溶性糖含量和可溶性蛋白含量的显著增加,但与 POD、CAT 活性和 Pro 含量的相关性不显著,说明不同竹种在土壤铅胁迫下这 3 个生理指标的响应规律有差异。

2.6 地被竹出笋成竹期的铅耐受性比较

主成分分析中选择主成分数量的依据是特征值

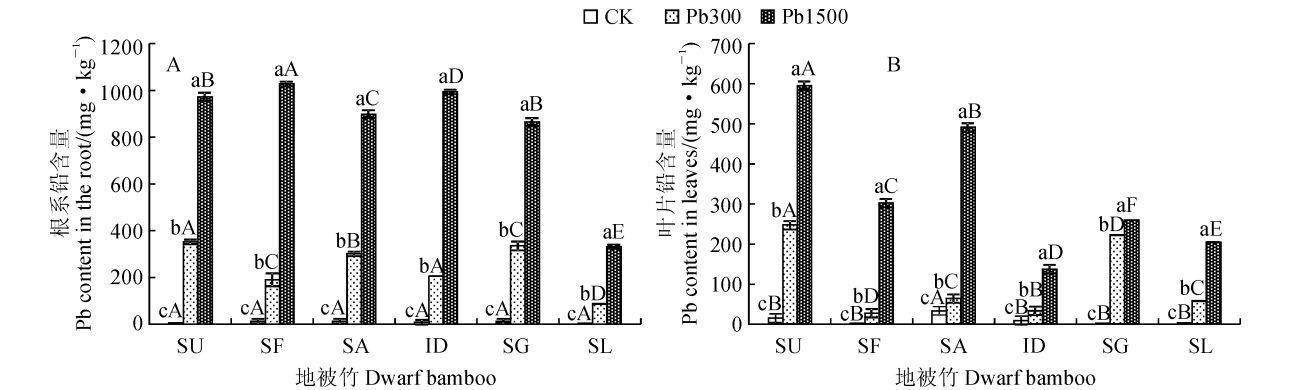


图 5 土壤铅胁迫对新竹根(A)和叶(B)铅含量的影响
Fig. 5 Effects of soil Pb stress on Pb content in roots (A) and leaves (B) of new bamboos

表 1 新竹叶片铅含量与抗逆生理指标的相关性分析

Table 1 Analysis of the correlation between Pb content in new bamboo leaves and stress-resistant physiological characteristics							
生理指标 Physiological index	6 个竹种 Six bamboo species	菲黄竹 <i>Sasa auricoma</i>	菲白竹 <i>Sasa fortunei</i>	铺地竹 <i>Sasa argenteostriata</i>	美丽箬竹 <i>Indocalamus decorus</i>	白纹椎谷箬 <i>Sasaella glabra</i>	狭叶倭竹 <i>Shibataea lanceifolia</i>
超氧化物歧化酶活性 SOD activity	0.486 **	0.610 *	0.764 **	0.681 *	0.966 **	0.904 **	0.477
过氧化氢酶活性 CAT activity	0.063	−0.519	0.358	0.827 **	0.811 **	0.830 **	−0.881 **
过氧化物酶活性 POD activity	0.096	−0.530	0.706 *	0.737 **	0.973 **	−0.228	0.975 **
超氧阴离子含量 O ₂ ^{·−} content	0.685 **	0.971 **	0.900 **	0.900 **	0.935 **	0.942 **	0.985 **
丙二醛含量 MDA content	0.623 **	0.803 **	0.562	0.638 *	0.780 **	0.857 **	0.740 **
可溶性糖含量 Soluble sugar content	0.772 **	0.957 **	0.670 *	0.836 **	0.281	−0.150	0.846 **
可溶性蛋白含量 Soluble protein content	0.705 **	0.948 **	0.787 **	0.864 **	0.805 **	0.798 **	0.829 **
游离脯氨酸含量 Pro content	0.182	0.813 **	0.253	0.862 **	0.951 **	0.612 *	−0.836 **

注: * 在 0.05 水平上(双侧)显著相关; ** 在 0.01 水平上(双侧)极显著相关,下同
Note: * means significantly correlated at the 0.05 level (both sides); ** mean significantly correlated at the 0.01 level (both sides), the same as below

表 2 地被竹出笋成竹期对高浓度土壤铅的耐受性综合评价
Table 2 Comprehensive evaluation of tolerance to high concentration Pb in soil during shoot-emergence period from dwarf bamboos

竹种 Bamboo species	PC1	PC2	PC3	PC4	综合评价值 Comprehensive evaluation
菲黄竹 <i>Sasa auricomata</i>	0.27	0.11	0.00	0.00	0.38
菲白竹 <i>Sasa fortunei</i>	0.13	0.25	0.22	0.10	0.70
铺地竹 <i>Sasa argenteostriata</i>	0.26	0.20	0.22	0.07	0.75
美丽箬竹 <i>Indocalamus decorus</i>	0.34	0.22	0.05	0.18	0.79
白纹椎谷篁 <i>Sasaella glabra</i>	0.17	0.00	0.13	0.09	0.39
狭叶倭竹 <i>Shibataea lanceifolia</i>	0.00	0.24	0.07	0.18	0.49

和贡献率,保留累积贡献率>80%、特征值>1 的所有主成分^[27]。选取在 Pb1500 处理下 3 个笋期生长指标(发笋数、退笋率、新竹率)及 8 个新竹抗逆生理指标(SOD、CAT、POD 活性及 O₂⁻、MDA、SS、SP、Pro 含量)进行因子分析,得到 4 个主成分 PC (1)、PC (2)、PC (3)、PC (4),累计贡献率达到 87.05%,其特征值分别为 3.30、2.44、2.13 和 1.71。由表 2 可知,各竹种在出笋成竹期对高浓度土壤铅的耐受性排序为:美丽箬竹(0.79)>铺地竹(0.75)>菲白竹(0.70)>狭叶倭竹(0.49)>白纹椎谷篁(0.39)>菲黄竹(0.38)。

3 讨论

土壤铅胁迫会损害植物根系的细胞膜系统,使其以非正常生理代谢方式被动吸收铅,导致大量铅累积于根部^[31-32],竹类植物的出笋成竹也因此会受到影响。本试验表明土壤铅胁迫对地被竹笋期节律的影响主要表现在发笋盛期,可能是由于此阶段新笋的旺盛生长需要竹丛内部的营养代谢、物质运输加速进行^[33],更易受到铅胁迫的抑制,最终导致全年的发笋数下降。高浓度的土壤铅胁迫下 6 个竹种的发笋数均显著低于 CK,说明铅毒害使母竹生理活性降低,对新笋生长的营养供应水平会普遍下降。与其余 5 个竹种不同,低浓度土壤铅胁迫下白纹椎谷篁的出笋数反而会显著增加,推测是因为土壤铅浓度的适度增加带动了其根系对其他金属阳离子如 Na²⁺、Mg²⁺ 等的吸收^[34]。竹类植物退笋发生的原因之一是营养物质供应不足^[35-37],在土壤铅胁迫下大部分地被竹种的退笋率会随发笋数的减少而降低,说明土壤铅胁迫在抑制地被竹体内营养物质合成与运输的同时,可能会主动降低其母株对营养物质的需求,并将有限的营养用于保障新笋的生长,从而维持后代数量。菲黄竹、铺地竹、美丽箬竹的发笋

数在高浓度土壤铅胁迫下显著下降,但它们都可以通过降低退笋率确保正常的新竹数,与刨花润楠(*Machilus pauhoi*)在铅胁迫下会改变个体内有限资源在不同器官间的分配策略,从而平衡其个体生长与繁殖的研究结果一致^[38]。

当植物受到逆境胁迫时,活性氧的产生与清除机制失衡,O₂⁻是形成活性氧自由基 ROS 的主要分子,引起细胞膜脂过氧化作用,MDA 就是其最终产物。在土壤铅胁迫下,地被竹 O₂⁻、MDA 含量与叶片铅含量成正相关,说明叶片中的铅会导致 O₂⁻ 的积累和膜脂过氧化,MDA 含量增加且交联脂类、核酸、糖类及蛋白质,从而破坏膜结构^[39]。土壤铅胁迫对植物体内的活性氧清除系统具有“刺激作用”^[40-41],6 种地被竹在低浓度土壤铅胁迫下,SOD、CAT、POD 活性均因受到 O₂⁻ 含量增加的刺激而显著升高,表现出较强的调节能力。但在高浓度土壤铅胁迫下,只有菲白竹、铺地竹、美丽箬竹能保持 SOD、CAT、POD 活性的持续增加,将体内的 O₂⁻ 和 MDA 含量控制在相对较低的水平;其余 3 个竹种的 SOD、CAT 或 POD 活性明显受到抑制,O₂⁻ 和 MDA 含量较高,尤其是菲黄竹的 MDA 含量增幅最大,膜系统受损严重。表 1 中,6 个竹种的 SOD 活性与叶片铅含量呈极显著正相关(0.486**),说明其是地被竹膜保护的主要防线,所有竹种都能在高浓度土壤铅胁迫下保持较高的活性;CAT 和 POD 活性与叶片铅含量无显著相关性,表明不同竹种活性氧清除机制具有差异。就单一竹种而言,只有铺地竹和美丽箬竹的 SOD、CAT 和 POD 活性全部与叶片铅含量呈显著的正相关,推测活性氧清除系统调节能力强是它们能保持最大新竹率的原因。

SS、SP 和 Pro 是重要的渗透调节物质,具有保护活性氧清除系统,防止其失活的重要作用,其中 SS 和 SP 是植物适应环境、增强抗逆性的基础,并能

分解为 Pro 等各种氨基酸^[42-43]。铅作为一种刺激因子,能普遍诱导 6 种地被竹体内各种渗透调节物质含量不同程度的升高来抵抗逆境,但不同竹种积累的渗透调节物质类型与含量有差异。高浓度土壤铅胁迫下,白纹椎谷笹、狭叶倭竹的 Pro 含量显著低于其他竹种,其中白纹椎谷笹同时表现出最大的 SP 含量,说明该竹种 SP 分解产生的 Pro 过程受到叶片中铅的阻碍,而狭叶倭竹 Pro 含量的大幅下降则表明该竹种渗透调节系统的损伤严重,可能是其新竹数量显著低于其他竹种的原因。

工业、城市交通以及人为活动等导致中国城市生活环境中的土壤铅含量可高达 207.2 mg · kg⁻¹^[44],对植物和环境存在潜在危害。铅可以通过手口接触、呼吸道吸入和皮肤接触等途径进入人体,

当血铅水平达到一定程度后将对人体多个系统产生损害,出现精神障碍、噩梦、失眠、头痛等慢性中毒症状,严重时还会引起腹痛、腹泻和脑损伤等^[45]。本试验研究得出 6 种地被竹在 300 mg · kg⁻¹ 铅污染土壤中均能正常生长,出笋成竹数量稳定,膜脂受损程度低,渗透调节能力强,可用于城市土壤铅污染严重区域的地表覆盖,兼具植物修复与景观美化的功能。矿区资源开发可推动国家、地方经济的发展,但长期开采会导致矿区地表植被和水文环境的破坏,引起大气、水体、土壤等的重金属污染^[46],其中上层土壤的铅含量可高达 1 035.42 mg · kg⁻¹^[47]。美丽箬竹、铺地竹和菲白竹在出笋成竹期对 1 500 mg · kg⁻¹ 的土壤铅污染有较强的耐受性,具有在矿区土壤铅污染地区植物修复中应用的潜力。

参考文献:

[1] 段德超,于明革,施积炎.植物对铅的吸收、转运、累积和解毒机制研究进展[J].应用生态学报,2014,25(1): 287-296.
DUAN D C, YU M G, SHI J Y. Research advances in up-take, translocation, accumulation and detoxification of Pb in plants[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(1): 287-296.

[2] 黄迪,杨燕群,肖选虎,等.土壤重金属污染治理修复剂技术[J].现代化工,2018,38(11): 39-43.
HUANG D, YANG Y Q, XIAO X H, *et al.* Advances of re-mediation agents in repairing heavy metals contaminated soil [J]. *Modern Chemical Industry*, 2018, 38(11): 39-43.

[3] 任海彦,胡健,胡毅飞.重金属污染土壤植物修复研究现状与展望[J].江苏农业科学,2019,(1): 5-11.
REN H Y, HU J, HU Y F. Research progress and prospect of phytoremediation of heavy metal contaminated soils [J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2019,(1): 5-11.

[4] OZYIGIT I I, DOGAN I. Plant-Microbe interactions in phy-toremediation soil remediation and plants-chapter9 [J]. *Soil Remediation & Plants*, 2015, 54(7): 255-285.

[5] 邢艳帅,乔冬梅,朱桂芬,等.土壤重金属污染及植物修复技术研究进展[J].中国农学通报,2014,30(17): 208-214.
XING Y S, QIAO D M, ZHU G F, *et al.* Research progress of heavy pollution in soil and phytoremediation technology[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2014, 30 (17): 208-214.

[6] 黄化刚,李廷轩,杨肖娥,等.植物对铅胁迫的耐性及其解毒机制研究进展[J].应用生态学报,2009,20(3): 696-704.
HUANG H G, LI T X, YANG X E, *et al.* Research advances in plant lead tolerance and detoxification mechanism[J]. *Chi-nese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(3): 696-704.

[7] 杜俊杰,周启星,李娜,等.超积累植物修复重金属污染土壤的研究进展[J].贵州农业科学,2018,46(5): 64-72.
DU J J, ZHOU Q X, LI N, *et al.* Progress in remediation of heavy metal contaminated soil by hyperaccumulator [J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2018, 46(5): 64-72.

[8] REEVES R D, BAKER A J M. Studies on metal uptake by plants from serpentine and non-serpentine populations of *Thlaspi geosingense* Halacsy [J]. *New Phtol*, 1984, (98): 191-204.

[9] BAKER A J M, BROOKS R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution [J]. *Ecology and Phytochemistry Biorecovery*, 1989, 1: 81-126.

[10] 马建玲,黄金龙,朱雪梅,等.普陀山苔草对铅锌的富集特性及生理响应研究[J].四川农业大学学报,2018,36(4): 463-471.
MA J L, HUANG J L, ZHU X M, *et al.* Lead and zinc ac-cumulation characteristics and physiological responses of *Carex putuoshanensis* sp. [J]. *Journal of Sichuan Agricul-tural University*, 2018, 36(4): 463-471.

[11] 罗于洋,赵磊,王树森.铅超富集植物密毛白莲蒿对铅的富集特性研究[J].西北林学院学报,2010,25(5): 37-40.
LUO Y Y, ZHAO L, WANG S S. Absorption characteris-tics of *Artemisia sacrorum* var. *messerschmidtiana* to lead [J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2010, 25 (5): 37-40.

[12] 吴双桃,吴晓芙,胡曰利,等.铅锌冶炼厂土壤污染及重金属富集植物的研究[J].生态环境,2004,(2): 156-157,160.
WU S T, WU X F, HU Y L, *et al.* Study on soil pollution and heavy metal-enriched plants in lead and zinc smelters[J]. *Ecological and Environment*, 2004, (2): 156-157,160.

[13] 侯晓龙,陈加松,刘爱琴,等. Pb 胁迫对金丝草和柳叶箬生长及富 Pb 特征的影响[J].福建农林大学学报(自然科学版),

2012, **41**(3): 286-290.

HOU X L, CHEN J S, LIU A Q, *et al.* Growth response and accumulation characteristics of *Pogonatherum crinitum* and *Isache globosa* under the stress of lead[J]. *Journal of Fujian Agriculture and Forestry University* (Natural Science Edition), 2012, **41**(3): 286-290.

[14] 胡鹏杰, 李柱, 钟道旭, 等. 我国土壤重金属污染植物吸取修复研究进展[J]. 植物生理学报, 2014, **50**(5): 577-584.

HU P J, LI Z, ZHONG D X, *et al.* Research progress on the phytoextraction of heavy metal contaminated soils in China[J]. *Plant Physiology Journal*, 2014, **50**(5): 577-584.

[15] 郑钧, 吴仁武, 史琰, 等. 竹类植物的主要环境效应研究进展[J]. 浙江农林大学学报, 2017, **34**(2): 374-380.

ZHENG J, WU R W, SHI Y, *et al.* Research progress on environmental effects of bamboo: a review[J]. *Journal of Zhejiang A & F University*, 2017, **34**(2): 374-380.

[16] 陈俊任, 柳丹, 吴家森, 等. 重金属胁迫对毛竹种子萌发及其富集效应的影响[J]. 生态学报, 2014, **34**(22): 6 501-6 509.

CHEN J R, LIU D, WU J S, *et al.* Seed germination and metal accumulation of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) under heavy metal exposure[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, **34**(22): 6 501-6 509.

[17] 李松, 柳丹, 吴家森, 等. 雷竹对铅胁迫的生理响应及其修复效率研究[J]. 水土保持学报, 2014, **28**(2): 175-179.

LI S, LIU D, WU J S, *et al.* Effects of lead stress on physiological response and phytoremediation efficiency of *Phyllostachys praecox*[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, **28**(2): 175-179.

[18] 李娟, 高健. 黄条金刚竹、阔叶箬竹和非白竹在干旱、冻害和重金属 Pb 胁迫下光合生理响应研究[J]. 竹子研究汇刊, 2016, **35**(1): 22-29.

LI J, GAO J. Photosynthetic and physiological responses to drought, cold and Pb Stresses in *Pleioblastus kongosanensi*, *Indocalamus latifolius* and *Sasa fortunei* [J]. *Journal of Bamboo Research*, 2016, **35**(1): 22-29.

[19] 张志坚, 高健, 蔡春菊, 等. 铅胁迫下菲白竹的矿质营养吸收和分配[J]. 林业科学, 2011, **47**(1): 153-157.

ZHANG Z J, GAO J, CAI C J, *et al.* Absorption and distribution of mineral nutrients in *Pleioblastus fortunei* under lead stress [J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2011, **47**(1): 153-157.

[20] 王兵, 曹帮华, 蔡春菊. 重金属胁迫对 2 种地被竹抗氧化酶与脂质过氧化的影响[J]. 世界竹藤通讯, 2010, **8**(4): 15-19.

WANG B, CAO B H, CAI C J. Effect of heavy metal stress on antioxidative enzymes and lipid peroxidation in two dwarf bamboos (*Sasa auricoma* and *Arundinaria fortunei*) [J]. *World Bamboo and Rattan*, 2010, **8**(4): 15-19.

[21] JIANG M Y, LIU S L, LI Y F, *et al.* EDTA-facilitated toxic tolerance, absorption and translocation and phytoremediation of lead by dwarf bamboos[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 170: 502-512.

[22] 李娟, 高健, 牟少华. 不同 Pb 浓度胁迫下 4 种地被竹的叶绿素荧光响应和转运积累研究[J]. 世界竹藤通讯, 2014, **12**(3): 5-11.

LI J, GAO J, MOU S H. A study of chlorophyll fluorescence response and its mechanism of transportation and accumulation in four dwarf bamboo species under Pb (NO₃)₂ stress at different concentrations [J]. *World Bamboo and Rattan*, 2014, **12**(3): 5-11.

[23] 史军义, 易同培, 马丽莎, 等. 园林地被竹及其开发利用[J]. 四川林业科技, 2006, (6): 95-100.

SHI J Y, YI T P, MA L S, *et al.* Study on dwarf bamboos and their application in gardening [J]. *Journal of Sichuan Forestry Science and Technology*, 2006, (6): 95-100.

[24] 熊庆娥. 植物生理学实验教程[M]. 成都: 四川科学技术出版社, 2003.

[25] 李合生. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 北京: 高等教育出版社, 2003.

[26] 康芙蓉, 赵丽丽, 徐凯璐, 等. 钙盐胁迫对 6 个燕麦品种种子萌发特性的影响[J]. 黑龙江畜牧兽医, 2018, (1): 163-167.

KANG F R, ZHAO L L, XU K L, *et al.* The effect of calcium salt stress on seed germination characteristics of six oat varieties [J]. *Heilongjiang Animal Science and Veterinary Medicine*, 2018, (1): 163-167.

[27] 刘建新, 欧晓彬, 刘秀丽, 等. 过氧化氢缓解裸燕麦幼苗低温胁迫的主成分和隶属函数分析[J]. 植物研究, 2018, **38**(5): 748-756.

LIU J X, OU X B, LIU X L, *et al.* Principal component and subordinate function of the alleviating effects of hydrogen peroxide (H₂O₂) on low-temperature stress in naked Oat (*Avena nuda*) seedlings [J]. *Bulletin of Botanical Research*, 2018, **38**(5): 748-756.

[28] 韩航, 陈雪娇, 陈顺钰, 等. 类芦对铅胁迫的生理响应[J]. 森林与环境学报, 2017, **37**(4): 398-404.

HAN H, CHEN X J, CHEN S Y, *et al.* Physiology response of *Neyraudia reynaudiana* under Pb stress [J]. *Journal of Forest and Environment*, 2017, **37**(4): 398-404.

[29] 郭晖, 郭孝茹, 柴光东, 等. 重金属短期胁迫下 5 种观赏植物积累特性与生理抗性研究[J]. 西南林业大学学报(自然科学), 2017, **37**(4): 28-34.

GUO H, GUO X R, CAI G D, *et al.* Soil heavy metals stress on the accumulation characteristics and physiological resistance of 5 ornamental plants in the short-term conditions [J]. *Journal of Southwest Forestry University* (Natural Sciences), 2017, **37**(4): 28-34.

[30] 金亚荣, 王国娟, 黄晓光, 等. 铅污染对山皂角生长生理的影响[J]. 安徽农业科学, 2010, **38**(16): 8 775-8 776, 8 803.

JIN Y R, WANG G J, HUANG X G, *et al.* Effect of lead contamination on the growth and physiology of Japanese Honeylocust [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2010, **38**(16): 8 775-8 776, 8 803.

[31] 肖志华, 张义贤, 张喜文, 等. 外源铅、铜胁迫对不同基因型谷子幼苗生理生态特性的影响[J]. 生态学报, 2012, **32**(3):

889-897.

XIAO Z H, ZHANG Y X, ZHANG X W, *et al.* Effects of exogenous Pb and cu stress on eco-physiological characteristics on foxtail millet seedlings of different genotypes[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(3): 889-897.

[32] 张大鹏,蔡春菊,范少辉,等. 重金属 Pb²⁺ 和 Cd²⁺ 对毛竹种子萌发及幼苗早期生长的影响[J]. 林业科学研究, 2012, **25**(4): 500-504.

ZHANG D P, CAI C J, FAN S H, *et al.* Effects of Pb²⁺, Cd²⁺ on germination and seedling early growth of Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) seed[J]. *Forest Research*, 2012, **25**(4): 500-504.

[33] 陶贵耘,傅 鹰,周明兵. 竹类植物快速生长的机理研究进展[J]. 农业生物技术学报, 2018, **26**(5): 871-887.

TAO G Y, FU Y, ZHOU M B. Advances in studies on molecular mechanisms of rapid growth of bamboo species[J]. *Journal of Agricultural Biotechnology*, 2018, **26**(5): 871-887.

[34] 刘爱荣,张远兵,张雪平,等. 铅污染对高羊茅生长、无机离子分布和铅积累量的影响[J]. 核农学报, 2009, **23**(1): 128-133,144.

LIU A R, ZHANG Y B, ZHANG X P, *et al.* Effect of lead pollution on growth, inorganicion distribution and Pb²⁺ accumulationn in *Festuca arundinacea* [J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2009, **23**(1): 128-133,144.

[35] 林树燕,丁雨龙,王吉子. 4 种地被观赏竹的笋期生长特性比较[J]. 林业科技开发, 2007, (1): 51-53.

LIN S Y, DING Y L, WANG J Z. Comparasion on the growth characteristics of four ornamental bamboo species[J]. *China Forestry Science and Technology*, 2007, (1): 51-53.

[36] 方 伟,林新春,洪 平,等. 苦竹生长发育规律研究[J]. 浙江农林大学学报, 2005, **22**(1): 1-5.

FANG W, LIN X C, HONG P, *et al.* Study on the growth and development law of *Pleioblastus amarus* [J]. *Journal of Zhejiang Forestry College*, 2005, **22**(1): 1-5.

[37] 曲良谱. 金明竹在泰州地区发笋退笋规律研究[J]. 竹子学报, 2017, **36**(4): 37-40.

QU L P. The shooting and decay of *Phyllostachys bambusoides* f. *castillonis* in Taizhou area[J]. *Journal of Bamboo Research*, 2017, **36**(4): 37-40.

[38] 郑绍鑫,蒋 林,滕维超,等. 刨花润楠对硝酸铅胁迫的生长和生理响应机制[J]. 林业科技开发, 2015, **29**(3): 25-30.

ZHENG S X, JIANG L, TENG W C, *et al.* Growth and physiological mechanism of *Machilus pauhoi* seedlings in response to lead nitrate stress[J]. *China Forestry Science and Technology*, 2015, **29**(3): 25-30.

[39] 黄亚萍,俎丽红,沈广爽,等. 铅胁迫对蜀葵重金属积累及抗氧化酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, **36**(9): 1 746-1 752.

HUANG Y P, ZU L H, SHEN G S, *et al.* Effects of lead stress on accumulation ability and antioxidant enzyme activities of *Althaea rosea* Cavan. [J]. *Journal of Agro-Environ-*

ment Science, 2017, **36**(9): 1 746-1 752.

[40] 黄化刚,李廷轩,杨肖娥,等. 植物对铅胁迫的耐性及其解毒机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2009, **20**(3): 696-704.

HUANG H G, LI T X, YANG X E, *et al.* Research advances in plant lead tolerance and detoxification mechanism [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, **20**(3): 696-704.

[41] 毕诗畦,穆立蔷. ‘鲁赫’刺蔷薇对铅、镉及其混合胁迫的生理响应[J]. 西北林学院学报, 2018, **33**(6): 47-55.

BI S Q, MU L Q. Physiological response of *Rosa acicularis* ‘Luhe’ to lead, cadmium and mixed stresses[J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2018, **33**(6): 47-55.

[42] 方志红,董宽虎. NaCl 胁迫对碱蒿可溶性糖和可溶性蛋白含量的影响[J]. 中国农学通报, 2010, **26**(16): 147-149.

FANG Z H, DONG K H. Effects of NaCl stress on soluble protein contents and soluble carbohydrate contents of *Artemisia cnethifolia* [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, **26**(16): 147-149.

[43] 张家洋. 重金属铅镉短期胁迫对蓬莱蕉生理生化指标的影响[J]. 水土保持学报, 2016, **30**(2): 340-345.

ZHANG J Y. The effect of Pb and Cd on physiological and biochemical indexes of *Monstera deliciosa* Liebm. in the short-term conditions[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, **30**(2): 340-345.

[44] 高飞霞,邹天森,张金良,等. 中国城市土壤环境铅含量分析[J]. 城市环境与城市生态, 2015, **28**(2): 1-5.

GAO F X, ZOU T S, ZHANG J L, *et al.* Lead concentration in urban soils of China[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2015, **28**(2): 1-5.

[45] 张 园,耿春女,蔡 超. 铅暴露对人体健康风险评价的模型综述[J]. 环境化学, 2013, **32**(6): 943-951.

ZHANG Y, GENG C N, CAI C. Review on models for lead exposure on human health risk assessment[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, **32**(6): 943-951.

[46] 吴 迪,杨秀珍,李存雄,等. 贵州典型铅锌矿区水稻土壤和水稻中重金属含量及健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, **32**(10): 1 992-1 998.

WU D, YANG X Z, LI C X, *et al.* Concentrations and health risk assessments of heavy metals in soil and rice in zinc-lead mining area in Guizhou Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, **32**(10): 1 992-1 998.

[47] 苏耀明,陈志良,雷国建,等. 多金属矿区土壤重金属垂向污染特征及风险评估 [J]. 生态环境学报, 2016, **25**(1): 130-134.

SU Y M, CHEN Z L, LEI G J, *et al.* Vertical pollution characteristic and ecological risk assessment of heavy metal of soil profiles in polymetallic ore mine[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, **25**(1): 130-134.

(编辑:潘新社)