

玉竹对土壤 Cd Pb 的吸收和耐性研究

赵杨迪, 潘远智, 刘碧英

(四川农业大学林学院, 四川 雅安 625014)

摘 要:以盆栽玉竹为试验材料,分别用不同浓度的 Cd、Pb 进行处理,研究玉竹的生物量、重金属积累和部分生理指标的变化。结果表明,当土壤 Cd 浓度 $\leq 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 或 Pb 浓度 $\leq 1\,000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时对玉竹的生长有促进作用,超过这个浓度范围就表现为抑制作用。玉竹叶、茎、根对两种重金属的吸收都呈极显著正相关,且根的吸收能力大于茎和叶,玉竹对 Pb 有较强的抗性。Cd、Pb 处理后,玉竹叶 SOD 酶和 POD 酶活性的增加能在一定程度上减轻重金属胁迫引起的膜脂过氧化伤害,但长时间的 Cd 胁迫会对植株产生明显的抑制作用。Cd、Pb 处理会使玉竹叶脯氨酸含量在短时间内上升,但是高浓度的重金属处理和长时间的胁迫环境则会导致脯氨酸含量下降。MDA 含量均随着 Cd、Pb 处理浓度的升高而增加,并且时间越长,增加越多。

关键词:玉竹;生物量;重金属积累;生理指标

中图分类号:X173 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2010)11-2087-07

Absorption and Tolerance of *Polygonatum Odoratum* to Cd and Pb in Soil

ZHAO Yang-di, PAN Yuan-zhi, LIU Bi-ying

(College of Forestry, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China)

Abstract: Cd and Pb are two important heavy metal pollutant elements in the urban soil. A pot experiment was conducted to investigate the biomass, physiological index of *Polygonatum odoratum* and its accumulation characteristics under Cd and Pb stress. The results showed that the growth of *P. odoratum* could be improved when the concentration of Cd was less than $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ or the concentration of Pb was less than $1\,000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, but when the concentrations of two elements went beyond these range, it would inhibit the growth of plant. The contents of Cd and Pb in leaves, stems and roots all increased with the increase of treatment concentrations. Besides, roots showed a higher capability to accumulate Cd and Pb. The activities of POD and SOD in leaves increased and relieved the injury of membrane lipid peroxidation, but with enduring Cd stress, the activities of POD and SOD turned to be inhibited. The content of proline in leaves increased in the short term but decreased with the long-time stress or high concentration of Cd, Pb. The content of MDA in leaves increased with the increment of Cd, Pb concentrations and long-time stress.

Keywords: *Polygonatum odoratum*; biomass; heavy metal accumulation; physiological index

Cd、Pb 是环境中的有毒物质,自发现 Cd、Pb 对人体的危害以来,人们一直对 Cd、Pb 污染较为关注。近年来,随着重金属污染土地植物修复技术的兴起,对超富集植物和耐重金属植物的发现和研究已日益引起重视^[1-2]。目前已发现的绝大多数超富集植物生长缓

慢、生物量小,不适宜大面积污染土壤的修复。为此,继续寻找开发生物量大、生长迅速、富集重金属能力强的植物是植物修复技术走向工程应用的首要任务,也是当前该课题研究的重点。

玉竹(*Polygonatum odoratum*)是多年生草本,因繁殖快、易栽培、适应性强、养护成本低,并能创造出富有野趣的生态景观而广泛栽植于城市绿地、郊区绿地或用作家养的盆栽花卉。有关玉竹的栽培管理以及药用价值等方面的研究已有报道,但其对重金属污染的吸收、累积、分布和耐受能力,以及重金属对

收稿日期:2010-05-07

基金项目:四川农业大学“211 工程”双支计划

作者简介:赵杨迪(1986—),女,四川内江人,硕士研究生,研究方向为园林植物栽培及应用。E-mail:zhaoyangde3926@163.com

通讯作者:潘远智 E-mail:scpyzls@163.com

其的生物毒性尚未见报道。本文采用盆栽试验的方法,研究了不同浓度 Cd、Pb 污染对玉竹的生长、重金属累积的影响,以及植物体内生理变化的关系,旨在探索重金属对植物毒害机理, 以期为植物修复技术提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试土壤

供试土壤由腐叶土、园土、细沙按照 3:1:1 的比例配成。腐叶土和园土先自然风干、捣碎、剔除杂物,再与细沙按比例配成后过 5 mm 竹筛。然后用多菌灵粉剂消毒,静置数天。测定土壤的基本理化性质,详见表 1。

表 1 土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of soil						
pH	有机质/ g·kg ⁻¹	全 N/ g·kg ⁻¹	全 P/ g·kg ⁻¹	全 K/ g·kg ⁻¹	重金属含量/mg·kg ⁻¹	
					Pb	Cd
6.3	39.62	0.46	0.66	3.67	35.53	0.32

1.1.2 植物材料

在四川农业大学实习农场 8 号大棚内,选取生长健壮且长势一致的盆栽玉竹(*Polygonatum odoratum*),除去原有的盆栽土,剪除损伤的烂根、烂叶,操作时不损伤根系。再用清水小心冲洗,然后按每盆 0.3 kg 的生物量上盆。

1.2 研究方法

1.2.1 盆栽试验

选用素烧泥盆做栽培容器(盆下放塑料蓄水垫盘),每盆定量装土。盆土浇清水至田间持水量的 60%左右。平衡 1 周后,将玉竹上盆。培养 20 d 后,植株正常生长。按表 2 所示,把相应的 CdCl₂·2.5H₂O 和 Pb(OAc)₂·3H₂O 配成溶液,均匀地浇灌在盆土中(渗出液反复回

表 2 试验处理因素与浓度

Table 2 Factors and concentrations

重金属	处理浓度/mg·kg ⁻¹					
	CK	I	II	III	IV	V
Cd	0	0.3	1	3	10	30
Pb	0	250	500	750	1 000	1 250

收浇灌,直到 Cd、Pb 离子与土壤均匀混合),浓度以纯 Cd 和纯 Pb 计,单位为 mg·kg⁻¹;以灌清水为对照(CK)。设置的重金属起始浓度参考国家土壤环境质量二级标准^[9]。每个处理重复 3 次。当植物在重金属污染的盆土中生长 15、30、45 d 时,分别采集成熟叶片,做各项生理指标的测量,最后收获植物,测定分析。

1.2.2 样品分析

将收获的植物用自来水洗净,再用蒸馏水冲洗 2~3 遍,用不锈钢工具把样品的叶、茎和根分开,在 105 ℃烘箱内杀青 30 min,装入牛皮纸信封,再在 70~80 ℃温度下烘干至恒重,称量。用九阳料理机粉碎后,采用湿样消解法^[4-5]消解植物样品,原子吸收分光光度计(AA320N 型)测定其中的 Cd、Pb 含量。

抗性系数的计算公式为:

抗性系数=处理总生物学产量/对照总生物学产量

采用氮蓝四唑光还原法测定超氧化物歧化酶(SOD 酶)活性^[6];采用愈创木酚法测定过氧化物酶(POD 酶)活性^[7];采用磺基水杨酸法测定脯氨酸含量^[8];采用硫代巴比妥酸法测定丙二醛(MDA)含量^[9]。

1.3 数据分析

采用 Microsoft Excel 和 DPS 软件对数据进行方差分析和 LSD 检验。

2 结果与分析

2.1 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹生长的影响

由表 3 可以得出,两种重金属处理对玉竹地上部

表 3 不同浓度 Cd、Pb 处理对玉竹生长的影响

Table 3 Effects of different Cd, Pb concentrations on growth of *Polygonatum odoratum*

处理水平	Cd 处理			Pb 处理		
	地上部干重/g·盆 ⁻¹	根部干重/g·盆 ⁻¹	抗性系数	地上部干重/g·盆 ⁻¹	根部干重/g·盆 ⁻¹	抗性系数
CK	29.90±1.13 bc	6.20±0.33 b	—	29.90±1.13 b	6.20±0.33 ab	—
I	32.85±1.39 ab	7.61±0.74 a	1.12	30.54±3.32 b	5.53±1.37 b	1.00
II	34.04±2.61 a	8.25±0.28 a	1.17	30.53±2.92 b	6.35±1.52 ab	1.02
III	27.46±2.42 cd	4.39±0.57 c	0.88	33.58±4.08 ab	7.07±1.98 ab	1.13
IV	24.17±1.44 d	4.84±0.40 c	0.80	39.15±3.47 a	8.81±1.97 a	1.33
V	23.93±3.57 d	4.72±0.93 c	0.79	28.25±3.78 b	5.94±1.54 b	0.95

注:用 LSD 法检验差异性,表中同列不同小写字母表示 $P<0.05$ 水平差异显著,表中数据为 3 次重复平均值±标准差。

Note: The same letter within a column indicates no significant at 95% probability using LSD test, data are means of 3 replications(mean±SD).

和根部干重的影响均是随着浓度的增加,呈现先上升后下降的趋势。Cd 对根部生长的影响大于地上部生长。随着处理浓度的增大,地上部和根部干重急剧变小并都低于对照。在系列 Cd 浓度处理下,玉竹的抗性系数表明,当土壤 Cd 浓度 $\leq 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,对玉竹的生长能起促进作用,高出这一浓度则会对玉竹的生长起抑制作用。在系列 Pb 浓度处理下,由抗性系数可知,当土壤 Pb 浓度 $\leq 1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,玉竹生长受到刺激,生物量逐渐增大,在 Pb 处理水平 IV 时达到峰值,高出对照 32.86%, 当土壤 Pb 浓度在 $1250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,玉竹的生物量才有所降低,但是降幅较小,与对照差异不明显。

2.2 玉竹植株内的 Cd、Pb 积累

从图 1 可以看出,Cd 处理时,玉竹叶、茎、根内的 Cd 含量与处理浓度均呈极显著正相关,相关系数分别为 0.79、0.93 和 0.84。Cd 处理水平 I ~ III,玉竹叶、茎、根对 Cd 的吸收量较小且相差不大,在处理水平 IV、V 下,叶、茎、根对 Cd 的吸收量有了较大的提高,

且根内 Cd 含量远远大于叶和茎内的 Cd 含量。由此可见,高浓度的 Cd 处理会促进玉竹对 Cd 的吸收。

Pb 处理时,玉竹叶、茎、根的 Pb 含量与处理浓度的相关系数分别为 0.93、0.93、0.90,Pb 在玉竹叶和茎中的积累量均随着处理浓度的升高而增加,但两者的吸收值相差不大,仅在 $0.95 \sim 10.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 范围内变化;而 Pb 在根系中的积累量则是先增加,在处理水平 IV 时达到峰值,在处理水平 V 时略有下降。

2.3 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹叶片 SOD 酶活性的影响

图 2 表明,当 Cd 处理时间一定时,随着 Cd 浓度的增加,玉竹叶片 SOD 酶活性逐渐升高。第 15 d 时,SOD 值随处理浓度的升高而急剧上升,在随后的第 30 d 和第 45 d,各处理水平下的 SOD 值变化不大且都低于第 15 d 时测得的值,这可能是因为当植物细胞长时间地维持在较高的 O_2 浓度下,细胞内的活性物质包括酶也会受到损伤,致使 SOD 酶活性下降。

在 Pb 处理下,玉竹叶片 SOD 酶活性随处理浓度

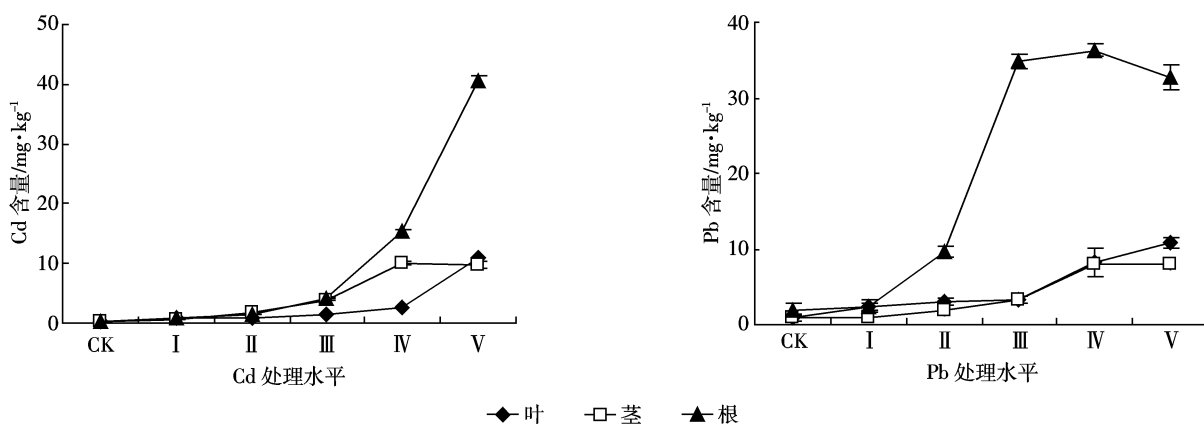


图 1 玉竹各器官内 Cd、Pb 的积累

Figure 1 Cd, Pb accumulation in different organs of *Polygonatum odoratum*

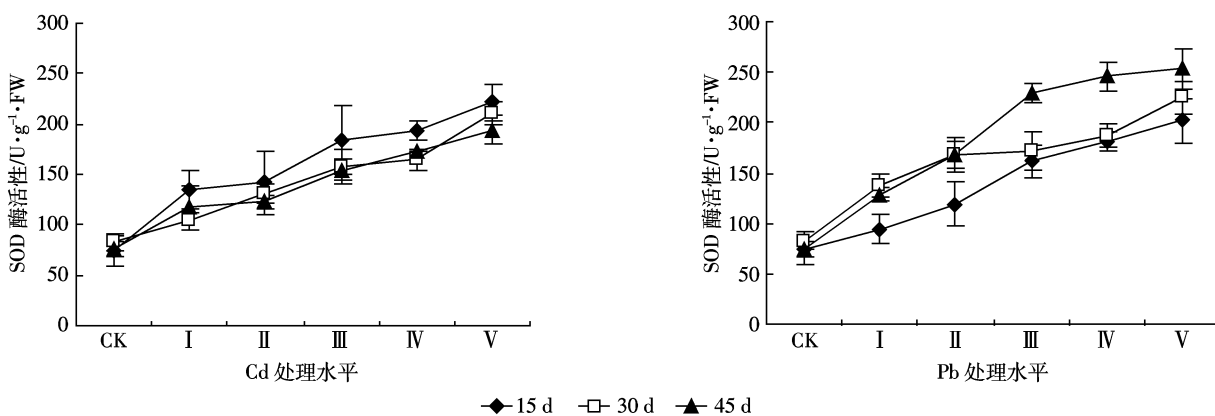


图 2 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹叶片 SOD 酶活性的影响

Figure 2 Effects of different Cd, Pb concentrations on SOD activity in leaves of *Polygonatum odoratum*

的增大和时间的延长,呈现出上升的趋势。如处理后第 15、30、45 d, 在处理水平 V 下测得的 SOD 酶活性较对照分别上涨了 172.82%、171.34%、235.95%, 可见 SOD 酶在玉竹抗重金属 Pb 胁迫的过程中起到重要的作用。

2.4 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹叶片 POD 酶活性的影响

如图 3, 在不同浓度的 Cd 处理下, 玉竹叶片 POD 酶活性被不同程度地激活。在处理后第 15、30 d, POD 酶活性的总体变化趋势是随着处理浓度的增加而上升。第 45 d 时, POD 酶活性先增后降, 除了处理水平 III 测得的值比对照小 11.64%, 其余均高于对照。图 3 显示, POD 酶活性随着时间的延长, 也表现出先增后降的趋势, 其原因可能是玉竹胁迫时间的延长吸收过多 Cd 使得 POD 酶活性受到影响。

随着 Pb 处理浓度的增大和处理时间的延长, 玉竹叶片 POD 酶活性均呈现出上升的趋势。处理后第 15、30 d, POD 酶活性的变化不明显, 在第 45 d, POD

酶活性出现较大幅度的增长, 如处理水平 II~V, 测得的 POD 酶活性都极显著的高于对照 ($P < 0.01$), 可见, 玉竹对 Pb 的适应性较强, 在高浓度的土壤 Pb 污染下, 体内的抗氧化酶仍然能正常发挥功效, 这对利用玉竹来改良 Pb 污染环境有着重大意义。

2.5 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹叶片脯氨酸含量的影响

从图 4 可以看出, 随着 Cd 处理浓度和时间的变化, 玉竹叶片脯氨酸含量的变化是不同的, 在处理后第 15 d, 脯氨酸含量有较大幅度的增长, 处理水平 II~V, 依次增加了 37.14%、66.45%、57.05%、55.53%, 都极显著高于对照 ($P < 0.01$); 在处理后第 30 d, 脯氨酸含量随处理浓度的升高, 先增后降, 但在最高浓度的 Cd 处理下, 其含量仍然高于对照; 而处理后第 45 d, 脯氨酸含量急剧降低, 从处理水平 I~V 都显著低于对照。

不同浓度的 Pb 处理下, 玉竹叶片脯氨酸含量在第 15 d 时呈现出增长的趋势; 在第 30 d 时, 脯氨酸含

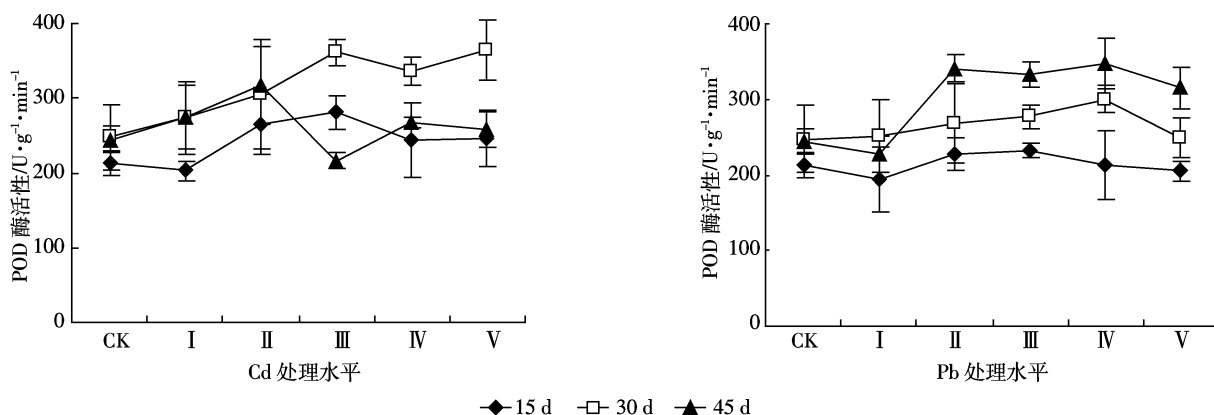


图 3 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹叶片 POD 酶活性的影响

Figure 3 Effects of different Cd, Pb concentrations on POD activity in leaves of *Polygonatum odoratum*

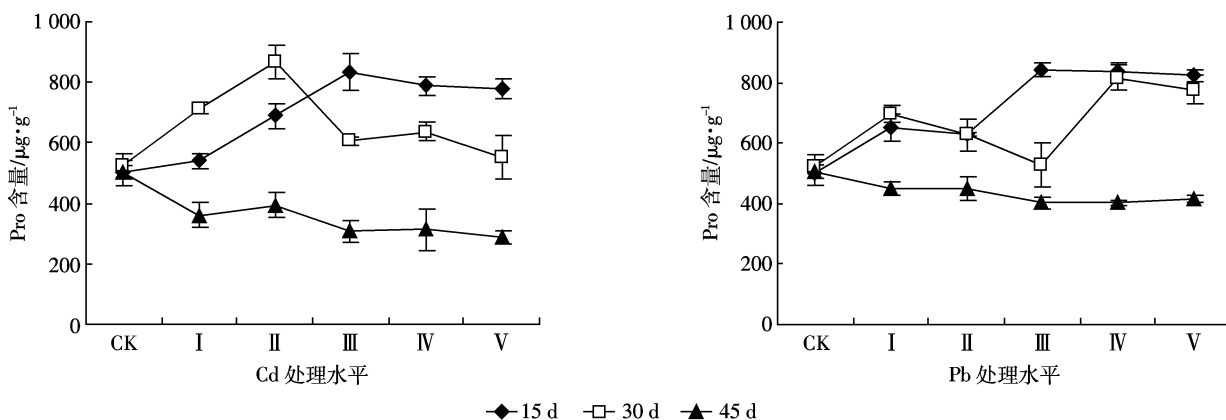


图 4 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹叶片脯氨酸含量的影响

Figure 4 Effects of different Cd, Pb concentrations on proline content in leaves of *Polygonatum odoratum*

量的变化规律不明显,在处理水平 I 时上升,处理水平 II、III 时有所下降,之后随 Pb 浓度的增加又急剧上涨;在处理后第 45 d,脯氨酸含量则逐渐降低,但与对照相比,降幅不明显。

2.6 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹叶片 MDA 含量的影响

丙二醛是膜脂过氧化作用的产物,能与蛋白质、核酸、氨基酸等物质交联,形成不溶性化合物(脂褐素)沉积,从而干扰细胞正常的生命活动,影响植物的生长发育,故 MDA 含量常用来表示植物对逆境条件反映的强弱^[9]。从图 5 可以得知,随着 Cd、Pb 处理浓度的增加和处理时间的延长,玉竹叶片 MDA 的含量具有相同的增加趋势。这说明,细胞膜受伤的程度越来越大。Cd 处理后第 15 d,仅有处理水平 V 下测得的 MDA 含量显著高于对照;到第 30 d,各处理水平下 MDA 含量变化明显;第 45 d 时,处理水平 I~V 下的 MDA 含量依次比对照高出 25.79%、30.65%、37.34%、41.19%、58.40%,呈极显著差异($P<0.01$)。Pb 处理时,随着时间的延长,MDA 含量也越来越多,第 45 d 时,处理水平 II~V 测得的值依次比对照高出 32.57%、42.94%、39.71%、44.73%,差异极显著($P<0.01$)。由此可见,不同类型的重金属处理对于玉竹叶片中 MDA 的含量会有不同的影响。Cd 处理下,脂质过氧化产物 MDA 积累较多,说明玉竹耐受高浓度 Cd 毒害的能力较弱。

3 讨论

试验结果表明,不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹的生长在一定的浓度范围内都有刺激作用。当土壤 Cd 浓度 $\leq 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,玉竹生长旺盛,生物量有所增加,抗性系数也逐步上升;当土壤 Cd 浓度 $> 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

时,玉竹生长受到显著抑制,且抑制程度随着 Cd 浓度的增加而加强。这说明玉竹对低浓度的 Cd 污染具有一定的耐受性,当超过其耐受范围时,就会受到胁迫伤害。同样,当土壤 Pb 浓度 $\leq 1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,玉竹生物量随着 Pb 浓度的升高而逐步增加,最高时可达对照的 1.33 倍;当土壤 Pb 浓度 $> 1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,生物量才有所降低,但差异不明显。可见,玉竹对土壤 Pb 污染的耐性较高,可用做 Pb 污染地的绿化植物。

Cd、Pb 在玉竹叶、茎、根内的积累量均随着处理浓度的升高而增大。叶和茎对重金属的吸收量上升缓慢且相差不大,而根对重金属的吸收量上升幅度较大。有研究表明^[10],植物根系积累 Cd 的机理主要通过细胞壁结合、分布在质外体或形成磷酸盐、碳酸盐沉淀,从而进行解毒,玉竹的这一特性可能与本身的解 Cd 毒机制相关。试验结果还表明,玉竹即使在 $750 \sim 1250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Pb 浓度处理范围内,地上部分和地下部分的 Pb 积累量还是没有超过 $36.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,这可能是因为重金属诱导植物产生根系分泌物,这些物质与重金属离子形成可溶性络合物抑制重金属的跨膜运输,增加重金属在根际土壤中的移动性,降低植物周围环境中重金属离子的有效含量,减少植物对重金属的吸收^[11],由此可见玉竹对 Pb 有较好的抗性。同时,Pb 进入植物根系后主要以 $\text{Pb}(\text{PO}_4)_2$ 和 PbCO_3 等沉淀形式存在,在植物汁液中也有离子态和络合态 Pb,由于吸持、钝化或沉淀作用,植物根系所吸收的 Pb 向地上部运输较困难^[12],这也在某种程度上使得玉竹的地上部分免受 Pb 毒的迫害。

SOD 酶作为普遍存在于动、植物体内的抗氧化酶,可有效清除超氧阴离子自由基,减少对细胞膜系统的伤害^[13-14]。本研究表明,随着 Cd、Pb 处理浓度的

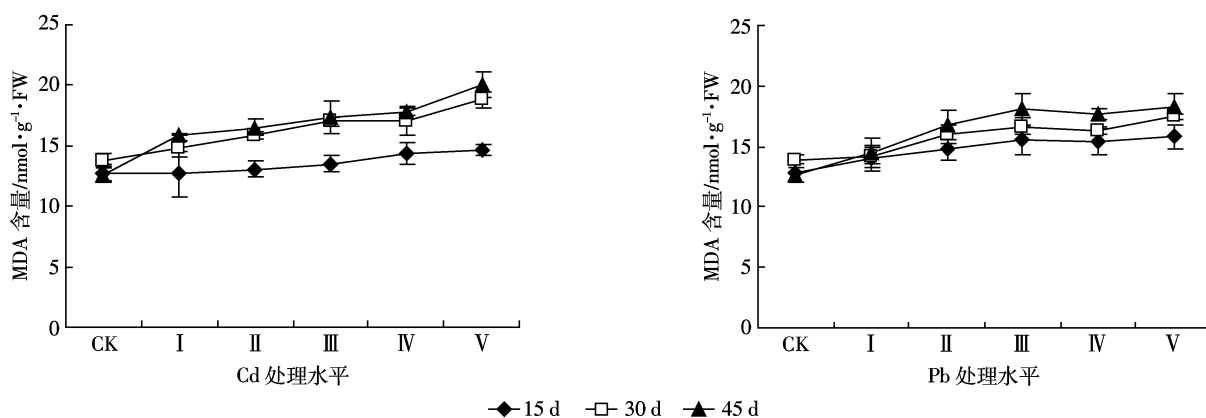


图 5 不同浓度的 Cd、Pb 处理对玉竹叶片 MDA 含量的影响

Figure 5 Effects of different Cd, Pb concentrations on MDA content in leaves of *Polygonatum odoratum*

加大,玉竹体内的活性氧防御系统开始发挥作用,SOD 酶活性逐步增强,到第 30 d 时,Cd 处理下的玉竹叶片 SOD 酶活性开始下降并随着时间的延长而持续降低,这可能是因为 Cd 浓度和胁迫时间的相互作用已经对玉竹构成毒害。而 Pb 处理各浓度水平下的 SOD 酶依然保持着上升的趋势,可见 SOD 酶在植物抗 Pb 胁迫的过程中起到了重要作用。

POD 酶是植物体内重要的保护酶,可有效地清除代谢过程中产生的活性氧对脂膜的过氧化及其他伤害过程^[5]。本试验结果显示,在 Cd 处理后 30 d 内,随着 Cd 浓度的增加,玉竹叶片 POD 酶活性呈现出上升的趋势,到第 45 d 时,POD 酶活性在高浓度 Cd 处理下急剧下降,这可能是因为活性氧浓度达到一定临界值时,作为防御体系的酶活性也相应减弱。而玉竹在 Pb 处理下,随着处理浓度的加大和处理时间的延长,POD 酶活性呈现出持续上升的趋势。由此可见,玉竹在受到外源 Pb 胁迫时,植株的 POD 酶活性得到加强,并激发植株自身的防御机制,在一定程度上抵制和清除 Pb 胁迫对植物带来的伤害。

Schat 等^[6]认为,重金属胁迫下脯氨酸的积累取决于重金属诱导植物体内水分缺失的情况,脯氨酸积累意义之一是作为渗透调节物质,以使细胞和组织持水平衡,稳定生物大分子结构,保持膜结构的完整性,使细胞免受伤害。本试验结果表明,玉竹在 Cd、Pb 处理后短时间范围内,为了适应重金属环境,体内大量积累脯氨酸,通过保护酶的空间结构为生化反应提供足够的自由水及生化和生理活性物质,从而减少因环境胁迫而引起的伤害;在第 30 d 时,高浓度的 Cd 处理使得玉竹细胞遭到严重破坏,渗透调节能力下降;第 40 d 时,Cd、Pb 处理下玉竹叶片脯氨酸含量都呈现出下降趋势,且脯氨酸含量在 Cd 胁迫时下降的幅度要大于 Pb 胁迫时的下降幅度。这说明在本试验设计的浓度范围内,玉竹受 Cd 的迫害大于受 Pb 的迫害。

MDA 是膜脂过氧化作用的产物,常用来表示植物对逆境条件反映的强弱。从本试验的数据结果可以得出,在 Cd、Pb 处理下,玉竹叶片 MDA 含量均随着处理浓度的升高而增加,而且时间越长,增加越多。这说明 Cd、Pb 胁迫是环境中一种持久性胁迫因子,在毒害玉竹的过程中,导致植物体内产生大量活性氧、自由基,引发膜质过氧化作用,损伤膜的正常结构和功能。这与刘周莉等^[15]的研究结果一致。Cd 处理各水平下的 MDA 含量比同水平 Pb 处理下的 MDA 含量更多,说明玉竹叶片受 Cd 的胁迫强度更大。

4 结论

在一定的浓度范围内,Cd、Pb 处理会刺激玉竹的生长,使其生物量有所增加,但超过这个浓度范围则会对植物的生长起到明显的抑制作用。本试验证明,玉竹耐土壤 Pb 污染的能力较高。玉竹各器官吸收 Cd、Pb 的能力均表现为根大于叶和茎,这一特性可能与其本身解重金属毒害的机制相关。通过本试验所设计的不同浓度 Cd、Pb 处理对玉竹叶片 SOD 酶、POD 酶和脯氨酸含量、MDA 含量的影响可知,玉竹受 Cd 的迫害大于受 Pb 的迫害,而且 Cd、Pb 胁迫是环境中的一种持久性胁迫因子。

从整个土壤-植物系统来看,本试验设计的 Cd、Pb 处理对玉竹的伤害在形态和生理上都有一定程度的体现,但这种污染的化学机制和环境效应值得关注;其次,试验选用的供试土壤有机质含量丰富,这种土壤由于重金属离子的络合作用会降低交换态重金属的含量,对植物的毒性也相应减小^[17]。因此,如何提高土壤重金属有效态,促进观赏性植物对土壤重金属的吸收,发挥其生态修复作用也值得深入研究。

参考文献:

- [1] 郭观林,周启星.土壤-植物系统复合污染研究进展[J].应用生态学报,2003,14(5):823-828.
GUO Guan-lin, ZHOU Qi-xing. Advances of research on combined pollution in soil-plant systems[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(5):823-828.
- [2] 杨世勇,王方,谢建春.重金属对植物的毒害及植物的耐性机制[J].安徽师范大学学报(自然科学版),2004,27(1):71-74.
YANG Shi-yong, WANG Fang, XIE Jian-chun. Mechanism of heavy metal injury and resistance of plants[J]. *Journal of Anhui Normal University (Natural Science)*, 2004, 27(1):71-74.
- [3] 国家环境保护局,国家技术监督局. GB 15618—1995. 土壤环境质量标准[S]. 1995.
State Bureau of Environmental Protection, State Bureau of Technical Supervision. GB 15618—1995. Environmental quality standard for soils [S]. 1995.
- [4] 中华人民共和国卫生部,中国国家标准化管理委员会. GB/T 5009.12—2003. 食品中铅的测定[S]. 2003.
Ministry of Health P. R. China, SAC Standardization Administration of China. GB/T 5009.12—2003. Determination of lead in foods[S]. 2003.
- [5] 中华人民共和国卫生部,中国国家标准化管理委员会. GB/T 5009.15—2003. 食品中镉的测定[S]. 2003.
Ministry of Health P. R. China, SAC Standardization Administration of China. GB/T 5009.15—2003. Determination of cadmium in foods[S]. 2003.
- [6] 熊庆娥.植物生理学实验教程[M].成都:四川科学技术出版社,

- 2003:124-127.
- XIONG Qing-e. Tutorial of phyto-physiology experiments[M]. Chengdu: Sichuan Science Press, 2003:124-127.
- [7] 郝再彬. 植物生理实验[M]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2004: 113-116.
- HAO Zai-bin. Phyto-physiology experiments[M]. Harbin: Harbin Institute of Technology Press, 2004: 113-116.
- [8] 郝建军, 康宗利, 于洋. 植物生理学实验技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006:154-156.
- HAO Jian-jun, KANG Zong-li, YU Yang. Techniques of phyto-physiology experiments[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2006: 154-156.
- [9] 余苹中, 廖柏寒, 宋稳成, 等. 模拟酸雨和Cd对小白菜、四季豆生理生化特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(1):43-46.
- YU Ping-zhong, LIAO Bo-han, SONG Wen-cheng, et al. Effects of simulated acid and soil Cd on physiological and biochemical characteristics of *Brassica chinensis* and *Phaseolus vulgaris* L[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2004, 23(1):43-46.
- [10] 张玉秀, 于飞, 张媛雅, 等. 植物对重金属镉的吸收转运和累积机制[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(5):1317-1321.
- ZHANG Yu-xiu, YU Fei, ZHANG Yuan-ya, et al. Uptake, translocation and accumulation of cadmium in plant[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008, 16(5):1317-1321.
- [11] 唐东民, 伍钧, 唐勇. 等. 重金属胁迫对植物的毒害及其抗性机理研究进展[J]. 四川环境, 2008, 27(5):79-83.
- TANG Dong-min, WU Jun, TANG Yong, et al. The research advance in toxic hazard of heavy metal stress on plant and its resistance mechanism[J]. *Sichuan Environment*, 2008, 27(5):79-83.
- [12] 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 Hua-gang, LI Ting-xuan, YANG Xiao-e, et al. Research advances in plant lead tolerance and detoxification mechanism[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(3):696-704.
- [13] 李君, 周守标, 黄文江, 等. 马蹄金叶片中铜、铅含量及其对生理指标的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(12):2355-2358.
- LI Jun, ZHOU Shou-biao, HUANG Wen-jiang, et al. Cu and Pb contents in *Dichondra repens* leaf and their effects on its physiological indexes[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(12):2355-2358.
- [14] 杨刚, 伍钧, 唐亚. 铅胁迫下植物抗性机制的研究进展[J]. 生态学杂志, 2005, 24(12):1507-1512.
- YANG Gang, WU Jun, TANG Ya. Research advances in plant resistance mechanisms under lead stress[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(12):1507-1512.
- [15] 刘周莉, 何兴元, 陈玮. 镉胁迫对金银花生理生态特征的影响[J]. 应用生态学报, 2009, 20(1):40-44.
- LIU Zhou-li, HE Xing-yuan, CHEN Wei. Effects of cadmium stress on the growth and physiological characteristics of *Lonicera japonica* [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(1):40-44.
- [16] Schat H, Sharmas S, Voous R. Heavy metal induced accumulation of free proline in a metal-tolerant and a nontolerant ecotype of *Silene vulgaris* [J]. *Physiologic Plant*, 1997, 101:477-482.
- [17] 利锋, 张学先, 戴睿志. 重金属有效态与土壤环境质量标准制订[J]. 广东微量元素科学, 2008(1):7-11.
- LI Feng, ZHANG Xue-xian, DAI Rui-zhi. Bioavailable form of heavy metal and formulator of environmental quality standard for soils [J]. *Guangdong Trace Elements Science*, 2008(1):7-11.