

文章编号:1001-1498(2012)04-0500-05

重金属 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 对毛竹种子萌发及幼苗早期生长的影响

张大鹏, 蔡春菊*, 范少辉, 苏文会

(国际竹藤中心, 国家林业局竹藤科学与技术重点实验室, 北京 100102)

摘要:以毛竹种子为试材, 研究不同浓度铅离子(Pb^{2+})、镉离子(Cd^{2+})对毛竹种子萌发和幼苗早期生长的影响。结果表明:随着 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 浓度的增加, 毛竹种子的发芽率呈现出先升高后降低的趋势, 发芽指数、活力指数均与浓度呈负相关关系;同时, Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 对幼苗根伸长、芽伸长及生物量积累等指标具有显著的抑制作用, 并且这种抑制作用随着浓度的升高而增强, 尤其是根部, 根伸长抑制率最高分别达到 96.20% 和 94.00%; 幼苗地上部分与地下部分对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的积累随着胁迫强度的增加而升高, 但地下部分的积累量要显著高于前者, 相同浓度下最高差距分别达到地上部分的 27.21、6.25 倍。

关键词: 重金属; 种子; 发芽率; 毛竹; 铅离子; 镉离子

中图分类号: S795.7

文献标识码: A

Effects of Pb^{2+} , Cd^{2+} on Germination and Seedling Early Growth of Moso Bamboo (*Phyllostachys edulis*) Seed

ZHANG Da-peng, CAI Chun-ju, FAN Shao-hui, SU Wen-hui

(International Center for Bamboo and Rattan, Key Laboratory of Science and Technology of Bamboo and Rattan, State Forestry Administration, Beijing 100102, China)

Abstract: Taking *Phyllostachys edulis* seeds as test material, the effects of Pb^{2+} and Cd^{2+} on seed germination and seedling early growth were studied. The results indicated that the germination rate increased at first and decreased subsequently with the increasing of Pb^{2+} and Cd^{2+} concentrations, and these concentrations negatively affected the germination index and vigor index. Meanwhile, there had an inhibitory action between Pb^{2+} , Cd^{2+} and roots growth, stems growth and biomass accumulation, and this action was enhanced by the increasing of concentration in solution, especially for seedling roots, the inhibitory ratio could up to 96.20% and 94.00% at most, respectively. Although the increase of Pb^{2+} and Cd^{2+} concentrations in solution significantly increased both on the aboveground part and underground part, the accumulation amount underground were much higher than the former. The maximum differences between the aboveground and underground could be up to 27.21 times (for Pb^{2+}) and 6.25 times (for Cd^{2+}) at the same concentrations.

Key words: heavy metal; seed; germination rate; *Phyllostachys edulis*; Pb^{2+} ; Cd^{2+}

随着工农业生产的发展,“三废”排放、开矿、农药和化肥的大量施用等,严重污染着土壤、水体和大

气,重金属污染已成为当今污染面积最广、危害最大的环境问题之一,对生态环境、食品安全、人体健康

收稿日期: 2012-03-13

基金项目: 国际竹藤中心基本科研业务费专项资金项目(1632009009)

作者简介: 张大鹏(1982—),男,山东枣庄人,博士研究生,主要研究方向为竹林生态。

* 通讯作者: 蔡春菊(1975—),女,山东青州人,博士,副研究员,主要研究方向为竹子培育与生态功能。E-mail:caicj@icbr.ac.cn

和农业可持续发展构成威胁^[1]。土壤一旦遭受重金属污染,就会不断积累,当重金属在土壤中积累到一定限度时,对土壤—植物系统产生的毒害,可以导致土壤退化、农作物产量和品质降低;还可以通过径流和淋洗作用污染地表水和地下水,恶化水文环境,并可能通过直接接触、食物链等途径危及人类的生命和健康。在我国,已有相当数量农田、林地和城市土壤受到重金属的污染,土壤重金属污染已成为影响土壤环境质量的主要因素之一。

近年来,过量施肥、冬季地表覆盖增温等高效栽培技术在竹林集约经营中得到大范围的应用,使竹林经济产量得到了大幅度的提高;同时,也导致竹林土壤性质发生变化,土壤受到不同程度的重金属污染,竹笋等竹产品的品质也因此受到影响。目前,国内外竹子与重金属污染相关的研究仅涉及雷竹(*Phyllostachys praecox* Chu et Chao cv. *prevernalis* S. Y. Chen et C. Y. Yao)^[2-3]、菲黄竹(*Sasa auricoma* E. G. Camus.)^[4]、菲白竹(*Sasa fortunei* (Van Houtte) Fiori)^[4]和鹅毛竹(*Shibataea chinensis* Nakai)^[5]等极少数竹种,研究内容主要为竹林土壤、竹笋中重金属积累等。毛竹(*Ph. edulis* (Carr.) H. de Lehaie)又名楠竹,隶属禾本科(Gramineae)、竹亚科(Bambusoideae)、刚竹属(*Phyllostachys* Sieb. et Zucc.),是我国分布最广、面积最大、经济价值最高的竹种^[6-7]。本文以毛竹种子为试验材料,初步研究重金属铅离子(Pb²⁺)、镉离子(Cd²⁺)胁迫下毛竹种子的萌发机制和耐抗性,探讨毛竹种子萌发过程中幼苗对重金属积累运转能力,为进一步探索重金属对竹类植物的毒害机理提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

供试种子购自广西桂林2010年9月份收获的当年成熟的毛竹种子。试验于2010年10月至2011年2月在国家林业局竹藤科学与技术重点实验室内进行。种子净度为71.28%±2.38%,千粒质量为(22.08±0.96)g;种子含水量为(8.82±0.2)%,Cd²⁺、Pb²⁺供源分别为CdSO₄·8H₂O、Pb(NO₃)₂,均为分析纯。

1.2 试验方法

1.2.1 种子处理 采用四分法选取种子,种子在25℃下不同Pb²⁺、Cd²⁺浓度的溶液中浸泡48h后,进行室内发芽处理。Pb²⁺设置7种浓度,分别为0、

100、300、500、600、800、1 000 mg·L⁻¹;Cd²⁺设置6种浓度,分别为0、10、25、50、75、100 mg·L⁻¹,其中以0浓度为对照。

1.2.2 发芽试验 参照蔡春菊等^[8-11]试验方法,双层滤纸发芽床,生化培养箱内发芽。置床时在发芽培养皿中加入不同浓度的Pb²⁺、Cd²⁺溶液20 mL,逐日观察记录发芽种子并用称质量法补充蒸发的水分。第7天统计发芽势,发芽实验结束后,测定所有萌发种子的胚根长、芽长、鲜质量,并计算发芽率、发芽势、发芽指数和活力指数等相关指标^[12-13]。各处理选取50粒净种子,4次重复。

1.2.3 发芽指标测定 发芽率(Gr)=($\sum Gt/NT$)×100%;发芽势(GE)=7 d内发芽种子粒数/NT;发芽指数(Gi)= $\sum(Gt/Dt)$;活力指数(Vi)= $S \times \sum(Gt/Dt)$ 。其中, Gt 表示在 t 日时的发芽数, Dt 表示相应的发芽天数, NT 表示种子总数, S 表示根长(cm)。发芽抑制率=(对照组发芽率-处理组发芽率)/对照组发芽率×100%;根伸长抑制率=(对照组根长-处理组根长)/对照组根长×100%;芽伸长抑制率=(对照组芽长-处理组芽长)/对照组芽长×100%;生物量积累抑制率=(对照组生物量积累-处理组生物量积累)/对照组生物量积累×100%^[14-16]。

1.2.4 重金属含量测定 将不同重金属处理发芽后毛竹实生苗地上部茎叶和地下根区分开,105℃杀青,70~80℃烘干研磨粉碎。称取不同器官毛竹实生苗干样0.25 g,精确到0.0001 g,3次重复。采用CEM MARS5微波消解仪按程序消解。消解程序结束,待样品冷却后定容混匀,待分析。重金属含量测定采用Agilent 7500 Ce电感耦合等离子体质谱仪法(美国Agilent科技有限公司产品),超纯水系统(18.2 MΩ·cm,美国Pall公司产品)。

等离子体质谱仪主要工作参数:输出功率1 500 w;采样深度7 mm;载气流量0.95 L·min⁻¹;尾吹气体流量0.45 L·min⁻¹;雾化室温度2℃。

2 结果与分析

2.1 Pb²⁺和 Cd²⁺对毛竹种子萌发的影响

不同浓度Pb²⁺、Cd²⁺对毛竹种子萌发的影响各不相同,但呈现出一定的规律性(表1)。Pb²⁺对毛竹种子发芽率的影响,表现为随着Pb²⁺浓度的升高,发芽率呈现出先升后降的趋势。在Pb²⁺处理浓度为100 mg·L⁻¹时,发芽率与对照的差异不显著,

但发芽指数和活力指数均与对照的差异显著($P < 0.05$),说明低浓度处理虽有利于毛竹种子发芽水平的提高,但会对种子的生长发育水平和抗逆能力产生不利影响。随着 Pb^{2+} 浓度升高,毛竹种子发芽的各项指标均呈现降低的趋势,当 Pb^{2+} 浓度达到1 000

$mg \cdot L^{-1}$ 时,种子的发芽率、发芽势、发芽指数和活力指数分别比对照降低了 40.82%、43.71%、10.39%和 96.28%。说明 Pb^{2+} 对毛竹种子活力指数影响最大,其次是发芽势,影响最低的为发芽指数。

表1 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 处理下的毛竹种子萌发指标

重金属	浓度/($mg \cdot L^{-1}$)	发芽率/%	发芽势/%	发芽指数	活力指数
Pb^{2+}	0	61.25 ± 3.29 ab	54.18 ± 4.85 a	9.05 ± 1.18 a	151.50 a
	100	67.50 ± 8.33 a	53.33 ± 4.04 a	11.03 ± 0.93 b	127.40 b
	300	56.00 ± 8.00 b	37.15 ± 3.61 b	9.21 ± 1.49 a	64.56 c
	500	47.75 ± 7.45 c	38.20 ± 3.61 b	9.07 ± 1.54 a	31.67 d
	600	39.25 ± 5.97 cd	36.00 ± 3.29 b	8.79 ± 1.63 a	8.97 e
	800	37.75 ± 2.13 d	34.25 ± 1.94 bc	8.33 ± 1.04 a	7.08 e
	1000	36.25 ± 4.32 d	30.50 ± 3.72 c	8.11 ± 1.38 a	5.63 e
Cd^{2+}	0	61.25 ± 3.29 a	54.18 ± 4.85 a	9.05 ± 1.18 a	151.50 a
	10	70.00 ± 4.16 a	62.35 ± 3.36 b	10.37 ± 0.21 b	104.01 b
	25	60.25 ± 9.16 a	49.11 ± 6.23 a	8.73 ± 1.50a	51.51 c
	50	46.75 ± 1.68 b	41.39 ± 2.57 c	7.29 ± 0.42 c	32.72 d
	75	43.25 ± 4.16 b	31.28 ± 1.68 d	5.08 ± 0.69 d	7.74 e
	100	38.00 ± 1.15 b	27.47 ± 1.88 d	1.32 ± 0.21 e	1.32 f

注:按 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 分别进行统计分析(LSD);表中同列不同字母表示差异显著($P < 0.05$),下同。

Cd^{2+} 对毛竹种子萌发指标的影响与 Pb^{2+} 相似,除活力指数外,均随处理浓度的升高而呈现出先升后降的趋势。从表1中还可以看出: Cd^{2+} 低浓度处理($10 mg \cdot L^{-1}$)对毛竹种子发芽率和发芽势的提高强于 Pb^{2+} ,但从发芽指数和活力指数看,经 Cd^{2+} 处理的种子降幅也较 Pb^{2+} 处理明显,说明在低浓度处理时,经 Cd^{2+} 处理的种子更不利于其后期的生长和发育。随着 Cd^{2+} 浓度的升高, Cd^{2+} 对毛竹种子的毒害作用也逐渐增强,当处理浓度达到 $100 mg \cdot L^{-1}$ 时,对种子萌发的影响最大,发芽率、发芽势、发芽指数和活力指数分别比对照降低了 37.96%、49.30%、85.41%和 99.13%,说明对毛竹种子影响最大的仍是活力指数,但与 Pb^{2+} 不同, Cd^{2+} 对种子发芽指数的影响更为显著。

2.2 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 对毛竹幼苗早期生长的影响

从 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 处理对毛竹幼苗早期生长的影响结果(图1)可以看出:随着处理浓度的升高, Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 对根伸长、芽伸长和生物量积累的抑制作用显著增强,其中,对根伸长的抑制作用显著高于其它指标,根伸长抑制率最高分别达 96.20%和 94.00%,其原因可能是胚根生长部位的细胞壁中存在大量交换位点,当 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 进入植物体后积累到这些交换位点后被固定,继而破坏生长部位的细胞内染色体和核仁,使根系生长受抑^[17]。

Pb^{2+} 对芽伸长的抑制率范围较小,仅为 14.42%~32.62%,低于对生物量积累和发芽率的抑制作用;而当 Pb^{2+} 浓度为 $100 mg \cdot L^{-1}$ 时发芽抑制率表现为负值,主要是因为低浓度时有利于提高其发芽率而非抑制发芽。

从图1中还可以看出: Cd^{2+} 对生物量积累的抑制率介于 10.68%~56.31%,高于 Pb^{2+} 对幼苗生物量积累的抑制作用,可能是由于 Cd^{2+} 对幼苗较强的毒害作用,使幼苗体内代谢紊乱,造成细胞内生化反应受阻,进而影响了其生物大分子的合成。随着 Cd^{2+} 浓度的增加, Cd^{2+} 的抑制作用也随之增强,当处理浓度达到 $100 mg \cdot L^{-1}$ 时,对毛竹幼苗的芽伸长、根伸长和生物量积累抑制率达到最高水平,分别为 52.95%、94.03%和 56.31%。

采用线性回归法分析 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 处理浓度与各项抑制率指标间的相关关系(表2)可以看出:根伸长抑制率、芽伸长抑制率、生物量积累抑制率、发芽抑制率与 Pb^{2+} 浓度的相关性达到极显著水平,相关系数(R)分别为 0.910、0.887、0.979、0.943,与 Cd^{2+} 浓度的相关性也达到极显著水平,相关系数(R)分别为 0.893、0.979、0.920、0.935,说明 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 与各项抑制率指标之间存在着显著的线性相关关系。

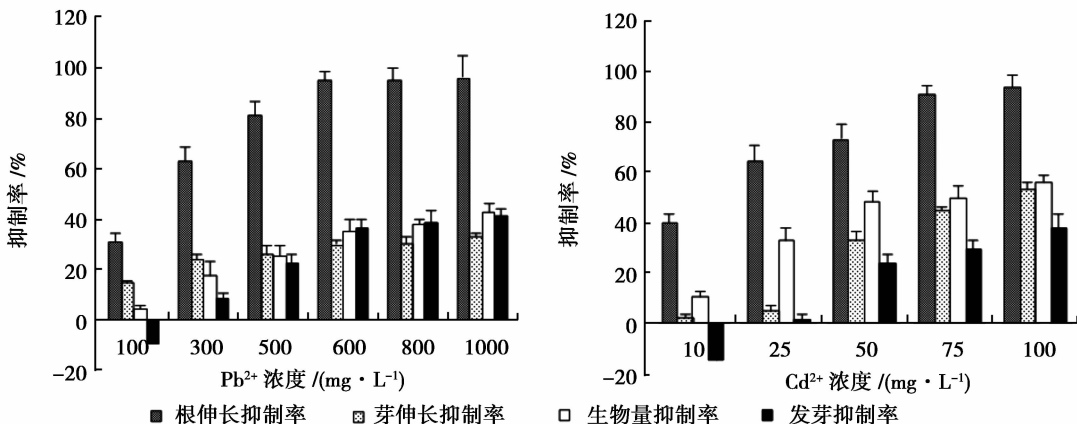


图1 不同浓度 Pb²⁺、Cd²⁺ 处理对毛竹幼苗早期生长的抑制作用

表2 Pb²⁺、Cd²⁺ 浓度(y)与各项抑制率指标(x)之间的相关回归关系

重金属	抑制率	回归方程	R	F	α 值
Pb ²⁺	根伸长抑制率	$y = 0.094x + 21.709$	0.910	23.951 **	<0.01
	芽伸长抑制率	$y = 0.028x + 9.097$	0.887	18.402 **	<0.01
	生物量积累抑制率	$y = 0.045x + 1.982$	0.979	115.726 **	<0.01
	发芽抑制率	$y = 0.053x - 5.338$	0.943	40.391 **	<0.01
Cd ²⁺	根伸长抑制率	$y = 0.814x + 25.226$	0.893	15.670 *	<0.05
	芽伸长抑制率	$y = 0.589x - 2.460$	0.979	90.628 **	<0.01
	生物量积累抑制率	$y = 0.543x + 9.459$	0.920	22.120 **	<0.01
	发芽抑制率	$y = 0.486x - 7.960$	0.935	27.699 **	<0.01

注: * 表示在 0.05 水平上显著, ** 表示在 0.01 水平上显著。

2.3 毛竹实生苗对 Pb²⁺、Cd²⁺ 的吸收与积累

毛竹实生苗在 Pb²⁺、Cd²⁺ 处理下的吸收和迁移状况见图 2、3。从图 2、3 可以看出:处理浓度与幼苗地上、地下部分 Pb²⁺、Cd²⁺ 的积累呈现出显著正相关关系,与离子迁移率存在显著负相关关系。幼苗地上部分对不同处理浓度 Pb²⁺ 的积累量介于 93.74 ~ 585.39 mg·kg⁻¹,且在浓度为 800 mg·L⁻¹ 时达到最高值,可能是因为 1 000 mg·L⁻¹ 的处理浓度超过了幼苗的忍耐能力,致使体内组织活性降低,进而影响了 Pb²⁺ 向地上部分运输和积累。地下部分积

累量的变化幅度较大,当处理浓度为 1 000 mg·L⁻¹ 时,达到最高,为 15 926.95 mg·kg⁻¹,是地上部分最高值的 27.21 倍,说明地下部分的积累能力显著强于地上部分。从图 2 中还可看出:当 Pb²⁺ 浓度 > 500 mg·L⁻¹ 时,地下部分积累量显著提升,原因可能是地下部分对 Pb²⁺ 的吸收策略由排斥转向富集。离子迁移率在浓度 0 ~ 100 mg·L⁻¹ 时差异最大,从对照的 97.41% 降低至 37.00%,当浓度增加至 1 000 mg·L⁻¹ 时,离子迁移率最低,仅为 3.05%,抑制作用更为明显。

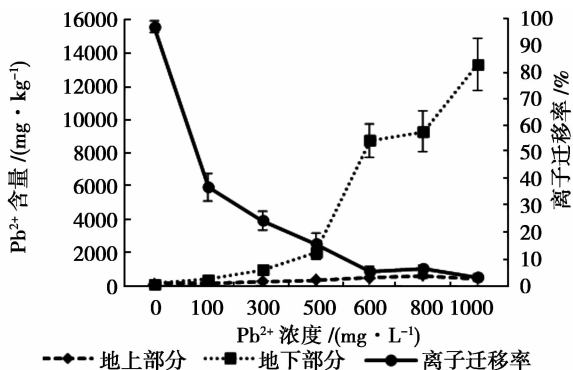


图2 不同浓度下幼苗各部分对 Pb²⁺ 的吸收及迁移

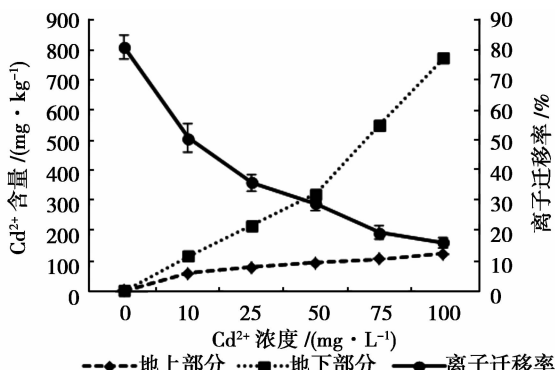


图3 不同浓度下幼苗各部分对 Cd²⁺ 的吸收及迁移

幼苗对 Cd^{2+} 的积累变化规律与 Pb^{2+} 基本相同(图3),但在积累量大小、地上与地下部分积累量的差异上要显著低于后者。从图3中可以看出:经 Cd^{2+} 处理的幼苗,其地上、地下部分及离子迁移率变化幅度相对稳定,其中地下部分积累量在 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时达到最高,为 $774.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,为地上部分最高值($123.90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的6.25倍。离子迁移率在16.00%~80.29%间,低于 Pb^{2+} 变化幅度。

3 结论与讨论

研究表明,不同浓度 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 处理对毛竹种子发芽率、发芽势等指标具有显著影响。低浓度处理虽对种子发芽率有一定的促进作用^[18-21],但会显著降低其生长发育水平和抗逆能力,其原因可能是种子在萌发过程中重金属离子与种子萌发所必需的酶反应或特异性结合,有利于种子的萌发。随着处理浓度的升高,胁迫程度加剧,发芽率、发芽势、发芽指数、活力指数等各项指标均呈下降趋势,种子发芽进程受到严重抑制。整体来看, Cd^{2+} 对毛竹的毒害作用比 Pb^{2+} 严重。

Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 对毛竹幼苗芽伸长、根伸长和生物量积累产生的抑制作用随处理浓度的增加而增强。 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 对根伸长的抑制作用最明显,根伸长抑制率最高分别达96.20%和94.00%。两种重金属离子对各项指标的抑制作用表现不同, Pb^{2+} 的抑制作用依次为:根伸长>生物量积累>发芽率>芽伸长; Cd^{2+} 的抑制作用为:根伸长>生物量积累>芽伸长>发芽率。 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 浓度与幼苗地上、地下部分的积累呈现显著正相关关系,与离子迁移率存在显著负相关关系,且幼苗地下部分对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的积累作用显著强于地上部分,当处理浓度分别达到最高时,其离子迁移率仅为3.05%和16.0%,远低于对照水平。

通常来讲,植物有3种重金属吸收策略——排斥、指示和富集,其中排斥和富集是植物适应重金属胁迫的两种主要机制^[22]。本研究中,当 Pb^{2+} 浓度低于 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,幼苗对其吸收策略主要以排斥为主,但当浓度继续增加而超过其忍耐范围,其吸收策略改为富集以应对胁迫。此外,大量重金属离子进入植物体内干扰了原有的平衡系统,造成代谢功能紊乱,以及重金属离子与体内蛋白质、核酸、酶等结合使其变性或活性降低,都是造成幼苗生长受抑制的主要原因^[23]。

本研究仅对重金属 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 在毛竹种子萌发过程中生长响应、运输转移特点等进行了初步探讨,

但随着重金属污染研究的不断深入,以及毒物联合作用的毒性、拮抗作用、加和作用等概念的提出,有必要从生理角度深入研究竹种幼苗对重金属的耐抗机理以及重金属污染区正常生长竹林的形态指标和抗逆特征,探寻竹鞭、茎秆中重金属在细胞中的积累部位、重金属颗粒存在形式,进一步掌握重金属污染区竹种的解毒机制等。

参考文献:

- [1] Hall J L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance[J]. *J Exp Bot*, 2002, 53 (366): 1-11
- [2] 姜培坤,徐秋芳. 不同施肥雷竹林土壤重金属含量的动态分析[J]. *水土保持学报*,2002,19(1):168-170,180
- [3] 姜培坤,叶正钱,徐秋芳. 高效栽培雷竹林土壤重金属含量的分析研究[J]. *水土保持学报*,2003,17(4):61-63,74
- [4] 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): 14-19
- [5] 王兵,曹帮华,蔡春菊,等. 铅镉铜锌复合污染对鹅毛竹生理生化特性的影响[J]. *安徽农学通报*,2010,16(3): 34-36,139
- [6] 汪奎宏,黄伯惠. 中国毛竹[M]. 杭州:浙江科学技术出版社,1996
- [7] 江泽慧. 世界竹藤[M]. 沈阳:辽宁科学技术出版社,2002
- [8] GB2772-1999. 林木种子检验规程[S]. 北京:中国标准出版社,2000
- [9] 蔡春菊,刘凤,郭起荣,等. 毛竹种子种质保存对含水量的响应[J]. *江西农业大学学报*,2010,32(2):312-317
- [10] 蔡春菊,彭镇华,高健,等. 毛竹种子萌发特性研究[J]. *中国农学通报*,2008,24(12):163-167
- [11] 蔡春菊,高健,牟少华. ^{60}Co γ 辐射对毛竹种子活力及早期幼苗生长的影响[J]. *核农学报*,2007,21(5):436-440
- [12] 郑光华. 种子生理研究[M]. 北京:科学出版社,2004:57-67
- [13] 宋松泉,程红焱,龙春林,等. 种子生物学研究指南[M]. 北京:科学出版社,2005
- [14] 熊双莲,熊治廷. 镉和铅胁迫对雪菜吸收镉的影响[J]. *湖北农业科学*, 2007,46(1):85-87
- [15] 蒋光月,王友保,张莉,等. 铜对狗牙根生长及活性氧清除系统的影响[J]. *草业学报*,2007,16(1):53-57
- [16] 贾文庆,刘会超,何莉. 盐分胁迫下白三叶种子的发芽特性研究[J]. *草业科学*,2007,24(9):55-57
- [17] 杨居荣,贺建群,张国祥,等. 作物对 Cd^{2+} 毒害的耐性机理探讨[J]. *应用生态学报*,1995,6(1):46-49
- [18] 多立安,高玉葆,赵树兰. 重金属递进胁迫对黑麦草初期生长的影响[J]. *植物研究*,2006,26(1):117-122
- [19] 闰晓明,何金柱,苗青松. 污染土壤植物修复技术研究进展[J]. *中国生态农业学报*,2004,12(3):131-133
- [20] 张震,徐丽,杨洁,等. 重金属胁迫对高羊茅种子萌发的影响[J]. *中国农学通报*,2008,24(4):386-389
- [21] 杨金凤,卜玉山,邓红艳. 镉、铅及其复合污染对油菜部分生理指标的影响[J]. *生态学杂志*,2009,28(7):1284-1287
- [22] Baker A J M. Accumulators and excluders-strategies in the response of plant to heavy metals[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 1981, 3(1-4): 643-654
- [23] 宋玉芳,周启星,许华夏,等. 重金属对土壤中小麦种子发芽与根伸长抑制的生态毒性[J]. *应用生态学报*,2002,13(4):459-462