

镉对皇竹草构件生长及生理特性的影响

易自成^{1,2}, 贺俊波^{1,2}, 程 华^{1,2}, 骆世明^{1,2}, 贺鸿志^{1,2}, 章伟琴^{1,2}, 张忠敏^{1,2}, 黎华寿^{1,2*}

(1. 华南农业大学农业部热带农业环境重点开放实验室, 广州 510642; 2. 广东省高等学校农业生态与农村环境重点实验室, 广州 510642)

摘要: 利用重金属污染土壤种植能源植物是一种同时解决环境问题和能源问题的有效方法。本实验以温室内盆栽的方式研究了在土壤中模拟添加不同浓度外源 Cd 胁迫(0、1、5、10 mg·kg⁻¹)对皇竹草生长的影响。结果表明, 经过 6 个月生长, 添加外源 Cd 10 mg·kg⁻¹ 对皇竹草株高和地上部生物量有显著的抑制效果, 皇竹草株高、绿叶生物量和茎部生物量均与土壤中 Cd 浓度呈显著线性负相关, 相关系数分别为 0.438 3、0.403 1 和 0.618 5; 皇竹草叶部最大光化学效率(Fv/Fm)和抗氧化酶活性(过氧化氢酶、过氧化物酶和超氧化物歧化酶)均随土壤中 Cd 浓度增加先上升后下降, 较低浓度的 Cd 有利于激活皇竹草叶部抗氧化酶活性; 在 4 种浓度 Cd 胁迫下, 皇竹草地上部浓度分别为 0.39、2.65、10.83、11.77 mg·kg⁻¹, 地下部浓度分别为 0.49、3.66、16.04、25.82 mg·kg⁻¹。本实验结果表明, 中低浓度镉污染土壤对皇竹草生长影响不大, 皇竹草用于重金属 Cd 污染土壤原位修复是可行的。

关键词: Cd; 皇竹草; 能源植物; 土壤污染

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2014)02-0276-07 doi:10.11654/jaes.2014.02.011

Effects of Cd Polluted Soil on the Modular Growth and Physiological Characteristics of *Pennisetum hybridum*

YI Zi-cheng^{1,2}, HE Jun-bo^{1,2}, CHENG Hua^{1,2}, LUO Shi-ming^{1,2}, HE Hong-zhi^{1,2}, ZHANG Wei-qin^{1,2}, ZHANG Zhong-min^{1,2}, LI Hua-shou^{1,2*}

(1. Key Laboratory of Agro-Environment in the Tropics, Ministry of Agriculture of China, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 2. Key Laboratory of Agroecology and Rural Environment of Guangdong Regular Higher Education Institutions, Guangzhou 510642, China)

Abstract: Growing energy crops in heavy metals-contaminated soils is a good approach to both environmental and bio-energy issues. In this experiment, a pot experiment was conducted to examine the effects of Cd on the growth of *Pennisetum hybridum* with adding different concentrations of cadmium of 0 mg·kg⁻¹, 1 mg·kg⁻¹, 5 mg·kg⁻¹ and 10 mg·kg⁻¹. The results showed that the growth of *P. hybridum* was not significantly influenced by low Cd, but adding 10 mg·kg⁻¹ Cd treatment had a significant inhibitory effects on the plant height and aboveground biomass after six months of growth. There were significant negative linear relationships between soil Cd concentrations and plant growth parameters including plant height, fresh leaf biomass, and stem biomass with coefficients(*R*²) of 0.438 3, 0.403 1 and 0.618 5 respectively. The maximum photochemical efficiency(Fv/Fm) and activities of antioxidant enzymes(CAT, POD and SOD) were stimulated by Cd at low, but inhibited at high Cd concentrations. Concentrations of adding Cd in the aboveground parts were 0.39, 2.65, 10.83 and 11.77 mg·kg⁻¹ and 0.49, 3.66, 16.04 and 25.82 mg·kg⁻¹ in underground parts for the treatments 0, 1, 5, and 10 mg·kg⁻¹ respectively. Hence, *P. hybridum* could be used to reclaim Cd contaminated soil.

Keywords: Cd; *Pennisetum hybridum*; energy crop; soil contamination

Cd 是毒性最强的重金属元素之一, 在自然界中普遍存在。Cd 不是植物必需的元素, 过量的 Cd 能影响植物的生长, 并通过食物链危害食品安全, 关于 Cd 毒理及危害一直是普遍关注的全球性环境问题之一,

特别是随着矿业的迅速发展, 矿区乃至矿业城市周边土壤 Cd 污染问题已成为环境污染治理及生态修复的热点问题之一^[1-4]。

能源禾草皇竹草(*Pennisetum hybridum*)是由南美洲象草(*Pennisetum purpureum* Schum.)与非洲狼尾草(*Pennisetum squamulatum* Fresen) 杂交选育而成的三倍体多年生直立丛生刈割型禾本科植物, 具有生长速度快、适应能力强、产量高、种植简单、繁殖速度快、鲜嫩茎叶饲用营养价值高、经济效益显著等特点。同

收稿日期: 2013-11-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(41073059); 广东省科技计划项目(B020304008, 0203-E12147)

作者简介: 易自成(1987—), 男, 在读硕士。

E-mail: yicheng.137@163.com

* 通信作者: 黎华寿 E-mail: lihuashou@scau.edu.cn.

时皇竹草的根须发达,保水固土能力强。其在生态修复退化土壤、防治生物入侵方面发挥着重要作用。目前,关于皇竹草的研究在我国已受到广大科研人员的关注^[5-8]。

能源是人类赖以生存和发展的基础保障,也是国民经济和社会发展的战略物质基础。当前由于减排的巨大压力,能源已成为制约我国经济发展的主要因素,开发新能源,尤其是发展以能源植物为代表的可再生生物能源是一种必然趋势^[9]。其中利用边缘土壤进行能源植物的开发将是解决生物质能源原料问题的一条有效途径,这不仅可以充分利用我国业已存在的大面积重金属污染土壤资源,防治土地荒废和水土流失,还能防止重金属等有毒物质进入食物链,因此开展能源作物对污染物如重金属的适应性研究具有重要意义^[10-12]。目前该领域研究的能源作物主要有象草、甜高粱(*Sorghum bicolor* (L.) Moench)、甘蔗(*Saccharum*)、香根草(*Vetiveria zizanioides* L.)、柳枝稷(*Panicum virgatum* L.)、荻(*Triarrhena sacchariflora* (Maxin.) Nakai)、芦竹(*Arundo donax* L.)、杂交狼尾草(*Pennisetum americanum* x *P. purpur*)等^[10, 13-17]。此外,已有大量研究证明开发生物产量高、生长速度快、重金属耐受能力强等特性的大生物量作物作为污染物提取材料是可行的,已有部分大生物量作物被用于治理重金属中度污染土壤的报道^[18-20]。当前在我国种植面积越来越广的皇竹草,其对于干旱、洪涝和盐碱具有良好抗逆性的报道已有很多^[7-8],但其对重金属Cd的耐受性如何,特别是在土壤环境中对Cd的耐受性鲜有报道。本文采用温室盆栽模拟方法探究了Cd对皇竹草各项生理指标的影响,以期明确皇竹草对Cd的耐受能力,为重金属Cd污染土壤的开发和修复提供新的能源植物选择。

1 材料与方法

1.1 材料及处理方法

供试土壤来自华南农业大学生态系农场,室内风干后过1 cm筛,其详细性状见表1。

规格相差不大的、保留有两个完整茎节的皇竹草茎段采集于华南农业大学生态系农场,砍后直接种植于温室大棚,育苗备盆栽用。

1.2 实验设计

Cd($\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$)浓度设定为0、1、5、10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 共4种处理,每个处理重复3次。先把相应量的 CdCl_2 配成高浓度母土后,与20 kg供试土壤反复混匀,装入供试塑料桶(内径×高:34 cm×35 cm)。接着往桶内加水至掩盖土层并保持水位,每天搅拌1次,持续约1个月,使 Cd^{2+} 与土壤均匀混合。待水分自然蒸发为田间持水量后(检测得到各处理土壤Cd浓度分别为0.52、1.78、6.74、11.68 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),于2011年9月,选取已出芽3个星期、长势一致的皇竹草幼苗,移栽至已准备的黑色塑料桶内,每桶种植2株,移栽后剪除皇竹草幼苗绿叶以减少蒸发,常规管理,定期浇水以保持桶内土壤湿润(田间持水量)。6个月后(2012年3月),选取皇竹草顶端倒二、三叶片进行各项指标测定。测定完毕后,挖出整兜皇竹草进行生物测定。

1.3 实验测定方法

生物指标的测定:记录其分蘖数,采用卷尺直接量取其绝对株高;皇竹草刈割后,将植株体地上部和地下部分开,其中地上部分成绿叶、枯黄叶(2/3以上枯黄)、绿叶鞘、枯叶鞘、茎等五部分;地下部洗净后,吸干表面水分后,称得皇竹草各部分鲜重。选取部分样品,用烘干法(105℃杀青30 min后,75℃烘干至恒重)折算各部分的干物质量。

叶绿素含量测定采用丙酮提取法^[21];叶绿素荧光测定则用美国产的OS-30P调制式叶绿素荧光仪直接测定;保护酶活性酶液制备和测定均参考王学奎^[22],其中过氧化氢酶活性采用过氧化氢紫外吸收法,过氧化物酶活性采用愈创木酚法,超氧化物歧化酶活性采用氮蓝四唑(NBT)法,同时酶促反应液蛋白质含量采用考马斯亮蓝G-250法。

土壤重金属Cd的测定采用GB/T 5009.15—2003方法。

1.4 数据处理

利用Excel 2010和SPSS 13.0软件对数据进行相关性分析和方差分析[Duncan检验法进行显著性($P < 0.05$)检验]。相关性模型分别采用了线性函数、幂函数、指数函数和二项式函数进行模型拟合,选取确定系数 R^2 最高、相关性假设检验达显著($\alpha = 0.05$)的模型进行分析讨论。

表1 供试土壤基本性质

Table 1 Chemical properties of tested soil

土壤质地	pH值	有机质/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	有效氮/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	有效磷/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	有效钾/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	镉/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
红壤土	6.35	2.39	2.31	73.34	102.3	0.58

2 结果与分析

2.1 Cd 对皇竹草生物指标的影响

由表 2 可知,Cd 处理 6 个月后,中低浓度镉污染土壤对皇竹草生长没有明显影响,Cd 浓度为 0、1、5 mg·kg⁻¹ 处理的株高、地上部生物量、地下部生物量差异均不显著,但高浓度镉污染土壤显著抑制皇竹草生长。随着土壤中 Cd 浓度增加,皇竹草受抑制作用越来越明显,其中 Cd 10 mg·kg⁻¹ 处理下,皇竹草株高为 62.83 cm,显著低于空白对照(99.33 cm)。同时在 Cd 浓度为 0、1、5 mg·kg⁻¹ 的处理中,皇竹草地上部干生物量分别为 104.02、121.08、110.42 g,均显著高于 Cd 10 mg·kg⁻¹ 处理组(54.24 g)。然而皇竹草各个处理间的单兜分蘖数与地下部生物量的差异不显著。

皇竹草各生物指标与土壤实际 Cd 浓度相关性分析见表 3。皇竹草单兜分蘖数随 Cd 浓度上升呈增多的趋势,但是 R² 较低,相关性不显著;株高与 Cd 浓度呈显著线性负相关,相关系数为 0.438 3,表明 Cd 浓度每增大 1 mg·kg⁻¹,皇竹草株高将减少 2.562 2 cm;皇竹草绿叶和地下部生物量与 Cd 浓度均呈线性负相关,相关系数分别为 0.403 1 和 0.173 9,其中绿叶及茎部生物量与土壤 Cd 浓度达显著相关;皇竹草茎生物量则与 Cd 浓度均呈极显著指数负相关,相关

系数为 0.653 3;而皇竹草枯黄叶、绿叶鞘和枯叶鞘生物量与 Cd 浓度均呈二项式函数相关,其中绿叶鞘达显著相关。

皇竹草各部位生物量与整株生物量的比值与土壤实际 Cd 浓度相关性分析见表 4,绿叶、枯黄叶和地上部生物量比重与土壤中 Cd 浓度分别呈指数、线性和二项式函数相关,但均没有达到显著水平;绿叶鞘、枯叶鞘和茎部生物量比重与土壤中 Cd 浓度分别呈二项式、二项式和对数函数相关,相关系数 R² 分别为 0.542 3、0.566 6 和 0.457 8,均达到了显著相关性。

2.2 Cd 对皇竹草叶绿素含量的影响

叶绿素是叶绿体中主要的色素成分,在光能的吸收、传递和转换中起着重要的作用,常作为植物抗性指标用于评价环境污染物对植物的影响。本实验叶绿素含量变化如表 5 所示,随着土壤中 Cd 添加浓度增加至 5 mg·kg⁻¹,皇竹草叶部叶绿素 a、叶绿素 b 及叶绿素总量逐渐下降,其中 5 mg·kg⁻¹ 处理下皇竹草叶部叶绿素 b 含量显著低于空白处理。然而在 10 mg·kg⁻¹ 处理下,叶绿素 a、b 含量及叶绿素总量均高于其他处理,其含量分别为 18.16、7.72、26.15 mg·kg⁻¹,其中叶绿素 b 含量显著高于 1、5 mg·kg⁻¹ 处理,叶绿素总量显著高于 5 mg·kg⁻¹ 处理,而叶绿素 a 含量在各个处理间差别不大,没有达到显著水平。

表 2 不同浓度添加外源 Cd 对皇竹草生物指标的影响
Table 2 Effects of added cadmium Cd on growth and biomass of *Pennisetum hybridum*

镉浓度/mg·kg ⁻¹	分蘖数 Tiller number/个	株高 Plant height/cm	生物量 Biomass/g	
			地上部 Aboveground part	地下部 Underground part
0	3.83±0.33a	99.33±10.42a	104.02±15.41a	38.34±7.07a
1	3.33±0.44a	89.50±12.22ab	121.08±20.72a	40.93±4.22a
5	4.00±0.29a	88.83±10.76ab	110.42±7.58a	35.02±5.24a
10	4.17±0.83a	62.83±4.04b	54.24±5.33b	30.86±6.16a

注:经 Duncan 检验(P=0.05)后,表中同列数字后面字母相同者,差异不显著。下同。

表 3 皇竹草生物指标(Y)与土壤 Cd 浓度(x: mg·kg⁻¹)的相关性分析
Table 3 Correlation ship between biological parameters of *Pennisetum hybridum*(Y) and soil Cd concentrations(x: mg·kg⁻¹)

生物指标 Biological parameters	方程类型 Equation type	R ²	方程 Equation
分蘖数 Tiller number/个	线性	0.083 2	Y=0.045 9x+3.581 3
株高 Plant height/cm	线性	0.438 3*	Y=-2.562 2x+99.194
绿叶 Fresh leaf/g	线性	0.403 1*	Y=-1.946 1x+40.365
枯黄叶 Aging leaf/g	二项式	0.269 3	Y=-0.154x ² +1.729 6x+15.927
绿叶鞘 Fresh sheath/g	二项式	0.600 2*	Y=-0.434 7x ² +5.679 9x+6.666 7
枯叶鞘 Aging sheath/g	二项式	0.367 7	Y=-0.105 7x ² +1.587 9x+3.036 9
茎 Stem/g	指数	0.653 3**	Y=42.435e ^{-0.072x}
地上部 Aboveground part/g	二项式	0.586 4**	Y=-0.681 2x ² + 4.991 8x+107.76
地下部 Underground part/g	线性	0.173 9	Y=-0.746 2x+40.385

注:“*”表示显著相关性(P<0.05),“**”表示极显著相关性(P<0.01)。下同。

表 4 皇竹草各部位生物量占总生物量比重(Y,%)与土壤 Cd 浓度(x, mg·kg⁻¹)的相关性分析
Table 4 Correlationship between allocation of biomass of *Pennisetum hydridum*(Y,%) and soil Cd concentrations(x, mg·kg⁻¹)

各构件占总生物量比重(%)	方程类型 Equation type	R ²	方程
绿叶 Fresh leaf	指数	0.261 6	Y=23.008x ^{-0.106}
枯黄叶 Aging leaf	线性	0.033 8	Y=0.163 5x+12.097
绿叶鞘 Fresh sheath	二项式	0.542 3*	Y=-0.260 9x ² +3.615 9x+4.544 6
枯叶鞘 Aging sheath	二项式	0.566 6*	Y=-0.046 6x ² +0.948 5x+2.023 6
茎 Stem	对数	0.457 8*	Y=-2.625lnx+25.644
地下部 Aboveground part	二项式	0.250 9	Y= 0.127 1x ² -1.074 4x+27.135

2.3 Cd 对皇竹草叶绿素荧光参数的影响

叶绿素荧光是光合作用变化的探针,通过对各种荧光参数的分析可以获得有关光能利用途径的信息,其中 Fv/Fm 代表原初光能转化效率,它被认为是反映光抑制程度的可靠指标。在 Cd 胁迫处理下,皇竹草植株体叶部叶绿素荧光变化如表 6 所示。随着 Cd 浓度变化,初始荧光值(Fo),最大荧光值(Fm)均没有显著差异,最大光化学效率(Fv/Fm)在 1 mg·kg⁻¹ Cd 处理下,达到最大值 0.79,显著高于其他处理。

2.4 Cd 对皇竹草叶部抗氧化酶系的影响

过氧化氢酶(CAT)普遍存在于植物所有组织中,能催化过氧化氢分解为水和分子氧,其活性与植物的代谢强度及抗逆能力有一定的关系。如图 1 所示,与空白相比,添加 Cd 均增强了皇竹草叶部过氧化氢酶活性,增幅分别为 19.14%、48.61%和 1.29%,其中添加 5 mg·kg⁻¹ Cd 处理中,过氧化氢酶活性最高,显著高于空白处理组和 10 mg·kg⁻¹ Cd 处理。

表 5 不同浓度添加外源 Cd 对皇竹草叶绿素含量的影响
Table 5 The effect of added cadmium Cd on chlorophyll contents of *Pennisetum hydridum*

镉浓度/mg·kg ⁻¹	叶绿素 a/mg·L ⁻¹	叶绿素 b/mg·L ⁻¹	叶绿素总量/mg·L ⁻¹
0	17.10±0.89a	7.01±0.94ab	24.37±0.07ab
1	18.08±0.80a	5.64±0.31bc	23.99±0.80ab
5	16.02±1.15a	5.15±0.17c	21.42±1.18b
10	18.16±1.00a	7.72±0.35a	26.15±1.14a

表 6 不同浓度添加外源 Cd 对皇竹草叶绿素荧光参数的影响
Table 6 The effect of added cadmium Cd on chlorophyll fluorescence parameters

镉浓度/ mg·kg ⁻¹	叶绿素荧光参数		
	初始荧光 Fo	最大荧光 Fm	最大光化学效率 Fv/Fm
0	56.22±1.37a	260.00±4.70a	0.78±0.00b
1	53.11±1.24a	257.89±5.53a	0.79±0.00a
5	56.67±3.91a	252.22±11.68a	0.77±0.01b
10	58.44±1.42a	260.11±4.73a	0.77±0.00b

过氧化物酶(POD)与植物呼吸作用、光合作用及生长素的氧化等都有密切关系,其活性可以反映某一时期植物体内代谢的变化。本实验中,Cd 对皇竹草叶过氧化物酶的影响见图 2,较低浓度 Cd 处理对皇竹草叶部过氧化物酶活性有一定的促进作用。与对照相比,1、5 mg·kg⁻¹ Cd 处理中,皇竹草叶过氧化物酶活性分别提高了 10.47%和 9.87%,但差异不显著。然而 10 mg·kg⁻¹ Cd 处理则抑制酶活性,抑制率达 12.26%。其活性显著低于 1、5 mg·kg⁻¹ Cd 处理。

超氧化物歧化酶(SOD)可使超氧阴离子自由基发生歧化反应并将其清除。在本实验中,Cd 对皇竹草叶超氧化物歧化酶比活力的影响如图 3 所示。与过氧化物酶活性相似,添加少量的 Cd,能明显促进皇竹草叶部超氧化物歧化酶比活力,与对照相比,比活力分别提高了 167.53%、94.85%和 7.22%,其中 1 mg·kg⁻¹ Cd 处理显著高于对照组和 10 mg·kg⁻¹ 处理。

2.5 Cd 在皇竹草各器官中的含量

皇竹草经 Cd 污染土壤种植处理 180 d 后,其各部位中 Cd 浓度见表 7。在空白处理中,皇竹草各部位间 Cd 含量差异不显著。在 1 mg·kg⁻¹ Cd 处理中,皇竹草枯叶鞘 Cd 含量最高,达 5.73 mg·kg⁻¹,显著高于绿叶、绿叶鞘、茎秆和地下部。随土壤外源 Cd 浓度增

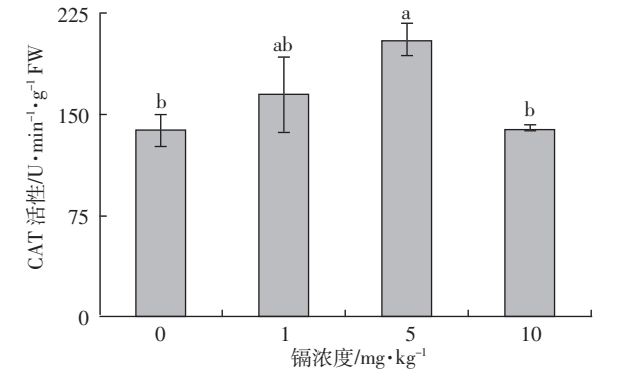


图 1 添加外源 Cd 对皇竹草叶过氧化氢酶的影响
Figure 1 The effect of added cadmium Cd additions on catalase(CAT) activity

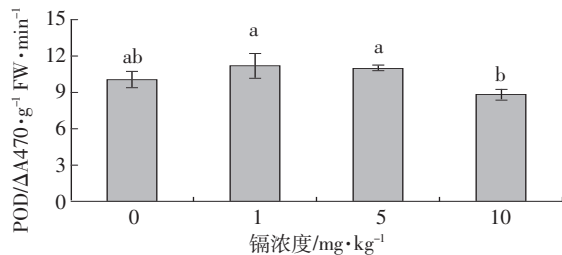


图 2 添加外源 Cd 对皇竹草叶过氧化物酶的影响
Figure 2 The effect of added cadmium Cd additions on peroxidase(POD) activity

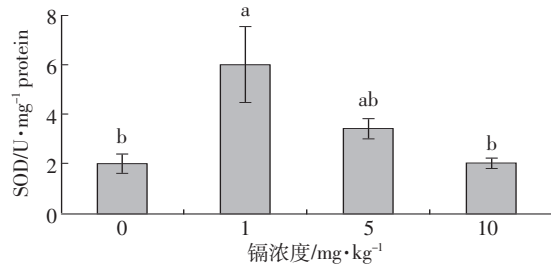


图 3 添加外源 Cd 对皇竹草叶超氧化物歧化酶比活力的影响
Figure 3 The effect of added cadmium Cd additions on superoxide dismutase(SOD) activity

加,皇竹草地下部富集作用越来越明显,在 5、10 mg·kg⁻¹ 处理下,皇竹草地下部 Cd 含量最高,分别为 16.04、25.82 mg·kg⁻¹,均显著高于地上部加权平均浓度。

3 讨论

Cd 为植物非必需元素,外源可溶性镉加入到土壤后,其主要是以生物有效性较高的组分(可溶态、交换态和碳酸盐结合态)状态存在,也有部分转化为铁锰结合态^[13]。当土壤中浓度超过一定范围后,通过影响植物酶促生理活动,Cd 会对植物的光合、呼吸代谢功能产生不良影响,从而产生植物生长受抑、生物量降低等毒害作用。在本实验中,皇竹草株高和地上部生物量在 10 mg·kg⁻¹ Cd 处理中显著低于空白处理

组,其中皇竹草株高随土壤中 Cd 浓度变化呈显著负相关($Y=-2.562\ 2x+99.194,R^2=0.438\ 3$);同时皇竹草茎部生物量也有类似的规律,其生物量与土壤中 Cd 浓度呈显著线性负相关($Y=-1.878\ 3x+41.497,R^2=0.618\ 5$),在此培养条件下,土壤中每增加 1 mg·kg⁻¹ Cd,皇竹草茎秆生物量将减少 1.878 3 g,显然土壤中 Cd 不利于皇竹草生长,且较高浓度 Cd 处理能对皇竹草等生长产生抑制作用。皇竹草地上部生物量与土壤 Cd 污染物浓度呈二项式极显著相关,随土壤 Cd 含量升高其生物量先增加后减少,表明土壤较低 Cd 含量能促进皇竹草地上部生物量的积累,这与其亲本植物象草生物量随 Cd 浓度增加而下降有所不同^[13]。同时本实验中,10 mg·kg⁻¹ Cd 处理能显著降低皇竹草生物量,这与李钱鱼等^[22]“水培条件下,1、5、10 mg·kg⁻¹ 镉处理有利于皇竹草地上部及地下部生物量积累,而 20、50 mg·kg⁻¹ 镉处理不利于皇竹草地上部及地下部生物量积累”的结论不相符,这可能是培养基质不同而造成了与皇竹草根系接触的生物有效性 Cd 种类和浓度的不同所致,同时在土壤基质中,皇竹草根系代谢也与水培条件有区别。此外,本土壤栽培模拟实验持续的周期较长,更能反映重金属镉污染对旱地作物皇竹草生长的影响。

皇竹草分株构件生物量分配率与土壤 Cd 含量的相关关系,体现了重金属 Cd 对皇竹草不同构件间物质能量调配的规律。生长 6 个月后,皇竹草绿叶、黄叶、叶鞘、茎秆和地下部生物量分配率与 Cd 含量的关系需不同类型函数模型拟合,这说明皇竹草随着土壤 Cd 含量的增长,其构建生物量分配有着不同的规律。其中,皇竹草代谢旺盛器官生物量占全株总生物量比例较大,与衰老器官相比其受 Cd 影响较严重,其中皇竹草绿叶、绿叶鞘及茎秆与 Cd 浓度的相关性系数(R^2)分别为 0.403 1、0.600 2 和 0.653 3,均达显

表 7 皇竹草各部位 Cd 含量
Table 7 Cd content in different parts of *Pennisetum hybridum*

皇竹草各主要器官 Parts of <i>Pennisetum hybridum</i>		镉浓度 Cd concentration/mg·kg ⁻¹			
		0	1	5	10
地上部 Aboveground part	绿叶 Fresh leaf	0.56±0.18a	1.26±0.45c	5.95±0.99c	6.35±1.12c
	枯黄叶 Aging leaf	0.55±0.05a	5.44±0.57a	12.54±0.41ab	12.19±2.50b
	绿叶鞘 Fresh sheath	0.15±0.09b	2.32±0.59bc	12.49±2.65ab	14.69±1.32b
	枯叶鞘 Aging sheath	0.30±0.15a	5.73±0.62a	16.33±2.06a	23.66±1.01a
	茎 Stem	0.23±0.23ab	1.81±0.26c	6.89±0.46cd	9.72±2.87bc
	汇总 Total	0.39±0.03a	2.65±0.45bc	10.83±0.99bc	11.77±1.33b
地下部 Underground part		0.49±0.05a	3.66±0.22b	16.04±0.93a	25.82±1.48a

注:皇竹草地上部 Cd 含量=(C_{绿叶}*M_{绿叶}+C_{枯黄叶}*M_{枯黄叶}+C_{绿叶鞘}*M_{绿叶鞘}+C_{枯叶鞘}*M_{枯叶鞘}+C_茎*M_茎)/M_{地上部生物量}。

著相关性,且相关性系数均大于相应的衰老器官。同时与象草相似,茎秆是皇竹草的最主要构件,茎秆构件的旺盛生长必然带动其他构件生物量积累速率的增加,使整个个体生物量随之增加^[23-24]。皇竹草茎秆生物量积累受抑制,必然引起全株生物量的降低。

已有大量研究表明^[25],过量的重金属会直接干扰叶绿体生物合成,破坏光合过程中的电子传递,甚至叶绿体结构的完整性。而叶绿素是光合作用的物质基础,其含量高低将直接影响光合作用的强弱及物质合成速率的高低。此外,植物在逆境或衰老过程中,细胞内自由基代谢的平衡被破坏而有利于自由基的产生,过剩自由基的毒害作用之一是引发或加剧膜脂过氧化,造成细胞膜系统的损伤。超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)、过氧化氢酶(CAT)等能有效地清除自由基,是酶促防御系统(即保护酶系统)的重要组成部分^[26]。在本实验中,叶绿素 SPAD 值均以 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理最大,这与大多数研究不相符^[27];最大光化学效率(Fv/Fm)在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理下,达到最大值(0.79),显著高于其他 Cd 浓度,表明皇竹草在此浓度下光合荧光效率最高,利于光合作用的进行,而 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 则表现为抑制作用。另外,皇竹草不仅光合作用受 Cd 胁迫影响,植物体内有关酶活性也发生了相应的变化。三种主要抗氧化酶活性均表现出随 Cd 浓度上升先增加后下降的趋势,可见较低浓度的 Cd 有利于激活皇竹草叶部抗氧化酶活性,这与大多数逆境胁迫研究相一致^[13,23-24]。

本实验主要围绕皇竹草地上部对 Cd 的响应结果进行阐述,对皇竹草地上部分主要生物学性状和生理指标与土壤 Cd 浓度的相关关系进行分析。据李钱鱼等^[22]研究报道,皇竹草在水培条件 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理中,地上部 Cd 含量可达 $20.73 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。而在本研究中,皇竹草经 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的外源 Cd 处理 180 d 后,其地上部平均 Cd 浓度为 $11.77 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。另外根据本实验组长期野外调查,皇竹草在我国华南地区产量基本保持在 $150 \sim 500 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ (鲜重)之间,在理想的实验条件下可以达到 $600 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,甚至更高。本实验中低浓度镉污染土壤对皇竹草生长没有明显影响,在 Cd 浓度为 $0, 1, 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的处理中株高、地上部生物量、地下部生物量均差异不显著,这无疑对今后在矿区、厂区等 Cd 污染较严重地区开展植物修复很有意义。但植物根系是重金属直接接触和吸收重金属的部位,对重金属最为敏感,当重金属达到一定浓度时,植物会出现毒害症状,如根系生长不良、主根生长受抑、根短

粗、抑制侧根发生等^[28]。但本研究中,外源 Cd 对皇竹草根系生长影响不大。与一般重金属急性毒理实验不同,本实验中皇竹草在 Cd 污染土壤中生长达 6 个月,持续毒害时间较长,实验后期 Cd 对皇竹草毒害作用已不明显;同时皇竹草根系庞大,特别是须根系统极其发达,根系结构难以进行有效统计和分析,致使本文没能阐明其地下部形态等对 Cd 毒害的响应。此外,皇竹草为多年生大型禾本科牧草,不同的刈割时间可能会影响 Cd 在皇竹草植株体内累积浓度,从而影响皇竹草生物量构件分配和使用价值。本实验皇竹草种植试验时间为秋冬季节的 6 个月,与华南地区皇竹草生长旺盛时期及平均 2~3 月 1 次的刈割频率有区别,具有一定的局限性。因此,有必要进一步跟踪皇竹草周年经多次刈割后,对土壤中 Cd 的耐受能力和各生物学构件的生物量积累的影响,进而为重金属(Cd)污染土地种植皇竹草、开发其生物能源和充分利用土地资源提供参考。

4 结论

中低浓度镉污染土壤对皇竹草生长影响不大,在 Cd 浓度为 $0, 1, 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的处理中,皇竹草株高、地上部生物量、地下部生物量均差异不显著,但 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 对皇竹草株高和地上部生物量有显著抑制效果,且皇竹草株高、绿叶生物量和茎部生物量均与土壤 Cd 浓度呈显著线性负相关。Cd 胁迫在一定程度内能提高皇竹草叶片保护酶活性,其叶部最大光化学效率和抗氧化酶系(过氧化氢酶、过氧化物酶和超氧化物歧化酶)均随土壤 Cd 浓度先上升后下降。皇竹草各器官中 Cd 浓度随土壤浓度增大而升高,在 4 种浓度 Cd 胁迫下,皇竹草地上部浓度分别为 $0.39, 2.65, 10.83, 11.77 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,地下部浓度分别为 $0.49, 3.66, 16.04, 25.82 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

实验结果表明,皇竹草可作为治理重金属 Cd 污染农田、矿山等地区的植物提取材料。在 Cd 污染地块种植皇竹草后,可将其用作生产生物燃料的原材料,从而避免了 Cd 通过食物链危害食品安全。皇竹草是一种较理想的植物修复候选者。

参考文献:

- [1] Chaoui A, Mazhoudi S, Ghorbal M H, et al. Cadmium and zinc induction of lipid peroxidation and effects on antioxidant enzyme activities in bean (*Phaseolus vulgaris* L.)[J]. *Plant Science*, 1997, 127:139-147.
- [2] Ng T Y T, Rainbow P S, Amiand T C, et al. Metallothionein turnover, cytosolic distribution and the uptake of Cd by the green mussel *Perna*

- viridis*[J]. *Aquatic Toxicology*, 2007, 84:153-161.
- [3] Gao B, Zhou H, Liang X, et al. Cd isotopes as a potential source tracer of metal pollution in river sediments[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 181: 340-343.
- [4] Li Z, Ma Z, van der Kuijp T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 468-469: 843-853.
- [5] 廖晓勇, 陈治谏, 刘邵权, 等. 陡坡地皇竹草水土保持效益研究[J]. 水土保持学报, 2002, 16(1): 34-36.
- LIAO Xiao-yong, CHEN Zhi-jian, LIU Shao-quan, et al. Benefit of soil and water conservation of *Hybrid giant Napier* on abrupt slopeland [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2002, 16(1): 34-36.
- [6] 陈雀民, 刘伟, 张伟, 等. 皇竹草栽培试验与营养成分分析[J]. 宁夏农林科技, 2007(6): 2-5.
- [7] 王会勤. 能源作物皇竹草的品种选育及生产乙醇研究[D]. 郑州: 河南农业大学, 2009.
- WANG Hui-qin. Studies on cultivation and fuel ethanol production of *Pennisetum hybridum* suitable for yellow river area[D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2009.
- [8] 马崇坚, 刘发光. 皇竹草在生态环境治理中的应用研究进展[J]. 中国水土保持, 2012(1): 41-44.
- [9] Hill J, Polasky S, Nelson E, et al. Climate change and health costs of air emissions from biofuels and gasoline[J]. *PNAS*, 2009, 106: 2077-2082.
- [10] 贺玉姣. 能源植物甜高粱对重金属 Pb、Zn、Cu 胁迫的生理适应性研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2008.
- HE Yu-jiao. The research of adaptability of energy plant sweet sorghum under excess Pb, Zn and Cu stress[D]. Nanjing: Nanjing Agriculture University, 2008.
- [11] Šyca M, Pohořelý M, Kameníková P, et al. Willow trees from heavy metals phytoextraction as energy crops[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2012, 37: 106-113.
- [12] Bonanno G, Cirelli G L, Toscani A, et al. Heavy metal content in ash of energy crops growing in sewage-contaminated natural wetlands: Potential applications in agriculture and forestry[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 452-453: 349-354.
- [13] 杜瑞英, 聂呈荣, 林初夏, 等. 镉污染土壤对潜在能源植物生长的影响[J]. 生态环境, 2006, 15(4): 735-738.
- DU Rui-ying, NIE Cheng-rong, LIN Chu-xia, et al. Effects of soil cadmium on the growth of two potential energy plants[J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(4): 735-738.
- [14] 史刚荣. 耐重金属胁迫的能源植物筛选及其适应性研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2009.
- SHI Gang-rong. Screening of heavy metal-tolerant energy plants and their adaptability to metal stress[D]. Nanjing: Nanjing Agriculture University, 2009.
- [15] 余海波, 宋静, 骆永明, 等. 典型重金属污染农田能源植物示范种植研究[J]. 环境监测管理与技术, 2011, 23(3): 71-76.
- YU Hai-bo, Song Jing, LUO Yong-ming, et al. Field demonstration of energy plants production on heavy metal contaminated farm land[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2011, 23(3): 71-76.
- [16] 侯新村, 范希峰, 武菊英, 等. 草本能源植物修复重金属污染土壤的潜力[J]. 中国草地学报, 2012, 34(1): 59-64, 76.
- HOU Xin-cun, FAN Xi-feng, WU Ju-ying, et al. Potentiality of herbaceous bioenergy plants in remediation of soil contaminated by heavy metals[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2012, 34(1): 59-64, 76.
- [17] Sipos G, Solti A, Czech V, et al. Heavy metal accumulation and tolerance of energy grass (*Elymus selongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1) grown in hydroponic culture[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2013, 68: 96-103.
- [18] Garbisua C, Alkorta I. Phytoextraction: A cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment[J]. *Biore-source Technology*, 2001, 77(3): 229-236.
- [19] Hammer D, Kayser A, Keller C. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials[J]. *Soil Use and Management*, 2003, 19(3): 187-192.
- [20] 申时立, 黎华寿, 夏北成, 等. 大生物量植物治理重金属重度污染废弃地可行性的研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3): 572-578.
- SHEN Shi-li, LI Hua-shou, XIA Bei-cheng, et al. A field experiment on phytoextraction of heavy metals from highly contaminated soil using big biomass plants of *Sauropus androgynus* and *Manihot* sp.[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3): 572-578.
- [21] 王学奎. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 2版. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [22] 李钱鱼, 肖艳辉, 何金明, 等. 镉对皇竹草生长及其镉吸收累积的影响[J]. 江苏农业科学, 2012, 40(11): 354-356.
- [23] 聂勇, 黎云祥, 马永红, 等. 川产淫羊藿(*Epimedium*) 药用植物的无性系构件特征和生物量配制比较[J]. 植物研究, 2010, 30(4): 490-495.
- NEI Yong, LI Yun-xiang, MA Yong-hong, et al. Comparison of morphological characteristics and biomass allocation of module in medicinal plants of *Epimedium* from Sichuan[J]. *Bulletin of Botanical Research*, 2010, 30(4): 490-495.
- [24] 李有涵, 唐然, 解新明. 华南象草分株构件生长及其生物量分配的相关性[J]. 生态学杂志, 2011, 30(9): 1875-1880.
- LI You-han, TANG Ran, XIE Xin-ming. Correlation of modular growth and biomass allocation of *Pennisetum purpureum* cv. Huanan-ramets[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(9): 1875-1880.
- [25] Lagriffoul A, Mocquot B, Mench M. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and activities of stress related enzymes in young maize plants[J]. *Plant Soil*, 1998, 200: 241-250.
- [26] Richard J B, Robert H S. Cadmium is an inducer of oxidative stress in yeast[J]. *Mutation Research*, 1996, 356: 171-178.
- [27] 廖柏寒, 刘俊, 周航, 等. Cd 胁迫对大豆各发育阶段生长及生理指标的影响[J]. 中国环境科学, 2010, 30(11): 1516-1521.
- LIAO Bo-han, LIU Jun, ZHOU Hang, et al. Effects of Cd stress on physiological and ecological indicators and their differences of soybean plants at different growth stages[J]. *China Environmental Science*, 2010, 30(11): 1516-1521.
- [28] 王友保, 刘登义. 铜、砷及其复合污染对黄豆(*Glycine max*)影响的初步研究[J]. 应用生态学报, 2001, 12(1): 117-120.
- WANG You-bao, LIU Deng-yi. Effect of Cu and As and their combination pollution on *Glycine max*[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12(1): 117-120.