

DOI:10.11829/j.issn.1001-0629.2016-0399

刘翔宇, 李晓宁, 韩世娟, 谢燕. 不同基因型狗牙根耐镉及镉富集特性. 草业科学, 2016, 33(12): 2465-2474.

Liu X Y, Li X N, Han S J, Xie Y. Cadmium tolerance and accumulation in different Bermuda grass genotypes. Pratacultural Science, 2016, 33(12): 2465-2474.

不同基因型狗牙根耐镉及镉富集特性

刘翔宇¹, 李晓宁², 韩世娟², 谢 燕²

(1. 山东省东营市第一中学, 山东 东营 257091;

2. 中国科学院武汉植物园植物种植资源创新与特色农业重点实验室, 湖北 武汉 430074)

摘要: 狗牙根(*Cynodon dactylon*)作为我国南方重金属污染区的优势种,在污染土壤的修复过程中有巨大的应用潜力。本研究利用水培试验,分析了 10 个狗牙根基因型生长指标的变化、耐镉能力及镉吸收转运特征。结果表明,1.5 mmol · L⁻¹ 镉胁迫条件下,狗牙根各基因型均表现出生长缓慢、叶片失绿、根系生长不良等受害症状。不同基因型的受害程度差异较大,其中,基因型 WBD242、WBD245 和 WBD193 的受害程度较轻。综合评价结果表明,这 3 个基因型对镉具有很强的耐受性,且其地上部积累的镉离子浓度分别高达 119.0、177.0 和 124.2 mg · kg⁻¹,均高于超富集植物的标准(地上部分富集镉超过 100 mg · kg⁻¹),可用于高浓度镉污染土壤的植物修复;基因型 WBD144 和 WBD147 具有最高的转移系数,但是耐镉能力较弱,可用于轻度镉污染土壤的植物修复。研究结果为镉污染土壤的植物修复与植被重建提供了新的材料和理论基础。

关键词: 狗牙根;耐镉性;筛选;镉富集;镉胁迫;转移系数;植物修复

中图分类号: S543⁺.903; Q945.78

文献标志码: A

文章编号: 1001-0629(2016)12-2465-10*

Cadmium tolerance and accumulation in different Bermuda grass genotypes

Liu Xiang-yu¹, Li Xiao-ning², Han Shi-juan², Xie Yan²

(1. The First Secondary School, Dongying 257091, China; 2. Key Laboratory of Plant Germplasm Innovation and Characteristic Agriculture, Wuhan Plant Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China)

Abstract: As a common and dominant species in heavy metal contaminated soils in southern China, Bermuda grass can be potentially used for Cd phytoremediation. The growth response following exposure and tolerance to Cd, as well as accumulation of Cd of 10 Bermuda grass genotypes were studied under hydroponic culture conditions with 1.5 mmol · L⁻¹ of Cd. The results indicated that under Cd stress conditions, all of the Bermuda grass genotypes appeared to show symptoms such as slow growth, drawl plant, yellow and wilting leaves, and poor root growth. Differences in the degree of damage in different genotypes were significant. Among them, three genotypes (WBD242, WBD245, and WBD193) exhibited less severe damage in turf quality, chlorophyll content, and transpiration rate under Cd stress. These three genotypes showed the strongest Cd accumulation ability (119.0, 177.0, 124.2 mg · kg⁻¹ in aboveground parts, respectively), which surpassed the putative criteria for hyper-accumulation plants expected to be used for phytoremediation of severe Cd contaminated soil. However, we also found that two other accessions, WBD144 and WBD147, showed the highest translocation capacity for Cd, but with weaker Cd tolerance, which could be applied for phytoremediation of slightly polluted area. Our findings could be used as guidance for future studies on phytoremediation and reconstruction.

* 收稿日期: 2016-07-25 接受日期: 2016-08-30

基金项目: 国家自然科学基金(31502009)

第一作者: 刘翔宇(1999-),男,山东东营人,在读高中生。E-mail: dyqhyn@163.com

通信作者: 谢燕(1987-),女,甘肃张掖人,助理研究员,博士,主要从事草坪草遗传育种与逆境生理学研究。E-mail: xieyan60b@126.com

Key words:Bermuda grass; Cd tolerance; screening; Cd accumulation; Cd pollution; translocation factor; plant repiration

Corresponding author: Xie Yan E-mail: xieyan60b@126.com

随着工业、城市污染的加剧和农用化学物质种类及数量的增加,土壤重金属污染日益严重。镉(Cd)作为毒性最强的重金属元素之一,是植物生长发育过程中的非必需营养元素,但是极易被植物吸收和积累,进而影响植物的生理生化过程,当植物体内镉的积累超过一定的阈值,就会对植物产生毒害作用^[1-3]。此外,植物吸收的镉很容易转移到籽实部分,通过食物链危害人类和动物的健康。日常饮食中摄入过量的镉,可能会引发人体肾功能障碍、软骨病等^[4]。20 世纪日本的“痛痛病”事件,其罪魁祸首就是重金属镉。因此,修复镉污染土壤迫在眉睫。

植物修复技术是近年来发展起来的一种绿色环保、廉价有效且被人们广泛认可的修复措施。其核心技术在于利用超富集植物或耐受性强且生物量较大的植物来去除或减少土壤以及水体中的重金属,以达到修复和治理环境的目的^[5]。草坪植物大多是浅根系,其发达的根系或者地下茎能够形成致密的地表覆盖,有效减少因雨水冲刷造成的污染物流失和扩散,在改善人类居住环境和降低环境污染方面发挥着重要作用^[6]。除此之外,草坪草作为景观植物,不进入食物链,用其修复污染土壤不会对人类健康产生直接危害,而且草坪草生长速度快,抗性好,可通过修剪地上部来清除污染物,有利于叶片中重金属的回收处理^[7]。因此,利用草坪草修复重金属污染土壤,兼具美化环境与修复治理的双重功效^[8-9]。

狗牙根(*Cynodon dactylon*),禾本科(Gramineae)狗牙根属,是坪用价值最高且应用最广泛的暖季型草坪草种之一,广泛分布于我国长江中下游及以南地区,具有适应性强、耐粗放管理、根茎繁殖速度快等优良特性^[10]。已有大量研究表明,狗牙根在污染土壤的修复过程中具有巨大的应用潜力^[8,11-12]。狗牙根为湖南重金属污染区优势种,且能在土壤镉含量高达 106 mg·kg⁻¹ 的污染土壤上正常生长^[6]。因此,从中国野生狗牙根种质中筛选耐镉基因型并用于城市园林绿化,可达到吸收土壤中的镉及美化环境的双重目的,具有较高的生态效益和经济效益。

鉴于此,本研究采用水培法对镉胁迫下(1.5 mmol·L⁻¹ Cd)10 个狗牙根基因型的生长状况进行比较,在此基础上,基于 6 个耐镉表型指标,利用模糊数学中的隶属函数分析法对狗牙根耐镉能力进行评价,同时探究不同基因型对重金属镉的富集特征。旨在筛选耐镉和镉富集能力强的狗牙根基因型,为选用最适的狗牙根基因型进行镉污染土壤的修复治理提供参考。

1 材料和方法

1.1 供试狗牙根培养

供试的 10 份野生狗牙根种质资源材料由中国科学院武汉植物园草坪种质资源学实验室于 2009 年 7 月和 8 月采集(表 1)。采集的狗牙根带回实验

表 1 10 份狗牙根基因型的编号及来源
Table 1 Code and status of the 10 Bermuda grass genotypes

基因型	经度	纬度	海拔	采样地
Genotype	Longitude	Latitude	Altitude/m	Location
WBD1	114.14° E	28.59° N	108	湖南浏阳化工厂 Chemical Factory of Liuyang, Hunan Province
WBD267	110.32° E	21.08° N	0	广东湛江市 Zhanjiang City, Guangdong Province
WBD144	117.42° E	30.53° N	54	安徽池州市 Chichou City, Anhui Province
WBD242	116.78° E	24.77° N	205	福建龙岩市 Longyan City, Fujian Province
WBD116	111.82° E	30.43° N	42	湖北枝江市 Zhijiang City, Hubei Province
WBD147	117.83° E	30.63° N	28	安徽九华山 Jiuhua Mountain, Anhui Province
WBD245	116.55° E	24.63° N	251	安徽九华山 Jiuhua Mountain, Anhui Province
WBD193	119.89° E	30.60° N	174	浙江莫干山 Mogan Mountain, Zhejiang Province
WBD92	106.55° E	24.85° N	1 141	广西乐业县 Leye County, Guangxi Zhuang Autonomous Region
WBD16	113.65° E	28.31° N	86	湖南株洲化工厂 Chemical Factory of Zhuzhou City, Hunan Province

室后,保存于中国科学院武汉植物园草坪种质资源苗圃。

试验前,每份狗牙根材料选择 2~3 个茎节扦插于塑料花盆中(直径 15 cm,高 20 cm)进行繁殖。栽培基质为细沙和有机质的混合物(3:1,v/v),将花盆置于气温 20~30 ℃ 条件下进行培育,扦插后适当喷水,保持基质适度湿润,每周浇灌一次 0.5×Hoagland 营养液(100 mL),并利用三分之一原则进行剪草,留茬高度为 8 cm。

1.2 镉胁迫处理

于 2013 年 8 月至 9 月进行试验。待材料长成后,将花盆中狗牙根植株根系分别用自来水和超纯水冲洗干净,转移到 300 mL 装有 0.5×Hoagland 营养液的三角瓶中进行水培培养(为防止狗牙根根系缺氧,在溶液中加入 10 μmol·L⁻¹的 MgO₂ 提供氧气)^[13],将吸水纸用保鲜膜包裹用于瓶口固定,并在三角瓶外壁包裹一层锡箔纸以防止藻类生长。水培适应一周后,统一修剪高度为 8 cm,进行镉胁迫处理。

镉处理浓度(将 CdSO₄·8/3H₂O 融入 0.5×Hoagland 营养液中)为 1.5 mmol·L⁻¹,每隔一天更换新的营养液,处理时间为两周。对照组设置为不加 CdSO₄·8/3H₂O₂ 的营养液。每个基因组的对照和镉处理分别设 4 个重复,共 80 个样品。镉处理组和对照组狗牙根均在人工温室中进行培养,温度为 30 ℃/25 ℃(昼/夜),光强度为 16 000 lx,光照时间 14 h·d⁻¹。

1.3 测定指标

镉处理期间,每隔 24 h 称量狗牙根净重(植物—三角瓶的重量),按 Trapp 等^[14]的方法计算蒸腾速率。处理结束后采用 9 分制对草坪质量进行目测评估。其中 9 分为颜色深绿、坚挺、基本无枯黄;6 分为可接受的草坪质量;0 分为枯黄、死亡、无生机^[15]。

按照 Hiscox 和 Israelstm 的方法^[16]测定叶绿素含量。镉处理结束后,称取 0.1 g 新鲜叶片(统一取完全展开的第四片叶),放入加有 10 mL 二甲亚砜的 15 mL 离心管中,在黑暗条件下震荡 72 h。取 1 mL 浸提液用风光光度计检测 663、645 nm 的吸光度。通过下列公式分别计算叶绿素 a(Chl a)、叶绿素 b(Chl b)和总叶绿素含量(Chl t):

$$Chl\ a = [(12.7 \times OD_{663} - 2.69 \times OD_{645}) \times V_t] / (\omega \times 1\ 000 \times V_s) \quad (1)$$

$$Chl\ b = [(22.9 \times OD_{645} - 4.68 \times OD_{663}) \times V_t] / (\omega \times 1\ 000 \times V_s) \quad (2)$$

$$Chl\ t = Chl\ a + Chl\ b \quad (3)$$

式中:V_t 为提取液的总体积(mL),V_s 为测定时比色皿中混合液体积(mL),ω 为取样鲜重(g)。

镉胁迫结束后,为了保证修剪高度一致,用 8 cm 高的硬纸筒置于三角瓶口,进行修剪,修剪后收集新鲜叶片,称重获得叶片鲜重(FW),新鲜叶片经 105 ℃ 杀青,70 ℃ 烘干至恒重,称重获得叶片干重(DW),生长速率为每 24 h 叶片的生长量(干重)。

狗牙根地上和地下部镉浓度测定方法如下:处理结束后,将狗牙根样品用自来水冲洗干净,为了彻底清除根和地上部表面的重金属,用 10 mmol·L⁻¹ Na₂EDTA 溶液浸泡 30 min,然后用超纯水漂洗两遍,吸水纸吸干水分,105 ℃ 杀青 30 min,70 ℃ 烘干。称取研磨后的植物样 0.5 g,放入消化管中,加入 5 mL 硝酸,2 mL 氢氟酸,2 mL 盐酸,放入微波消解仪(ETHOS ONE,意大利)进行消解,消解程序为:1 500 W 130 ℃ 10 min;1 500 W 130 ℃ 2 min;1 500 W 180 ℃ 25 min;1 500 W 180 ℃ 25 min。微波消解结束后,定容、过滤,用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, X Series 2,德国)进行测定。

镉浓度(mg·kg⁻¹)计算公式如下:

$$\text{镉浓度} = \rho \times V / m$$

式中:ρ 为测得的浓度(μg·mL⁻¹),V 为定容体积(mL),m 为干样品质量(g)。

1.4 狗牙根耐镉能力综合评价

利用模糊数学中的隶属函数法对所有 10 份狗牙根进行综合评价,其计算公式为:

$$X(\mu) = (X - X_{\min}) / (X_{\max} - X_{\min}) \quad (5)$$

$$X(\mu) = 1 - (X - X_{\min}) / (X_{\max} - X_{\min}) \quad (6)$$

$$\overline{X}_L = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n X_{ij} \quad (7)$$

式中:X 为某种群中某一指标的测定值,X_{min} 为该种群中某一测定指标的最小值,X_{max} 为该种群中某一测定指标的最大值。若某一指标与耐镉能力呈正相关关系,则可用隶属函数(公式 5)计算其隶属函数值,反之,可用反隶属函数(公式 6)进行计算。最后将各指标的隶属函数值进行累加求其平均值(公式 7),该值越大,表明耐镉能力越强,反之则耐镉能力越弱^[17-18]。

1.5 统计分析

采用 SPSS 20.0 统计分析软件,用平均值和标准误差表示测定结果,分别对 10 个狗牙根基因型的 6 个耐镉指标进行差异显著性分析和聚类分析,显著性水平

为 $P<0.05$ 。用 Sigmaplot 12.3 软件进行数据作图。

2 结果与分析

2.1 镉胁迫对狗牙根生长和生理的影响

镉胁迫结束后,对狗牙根草坪质量进行测定,结果显示(图 1 和图 2),在 $1.5\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 镉胁迫 14 d 后,10 个基因型的狗牙根草坪质量均下降。但是不同基因型下降程度不同,其中,WBD1、WBD242、WBD245 和 WBD193 与无镉胁迫对照之间差异并不显著($P>0.05$),尤其是后 3 个基因型,草坪质量平均得分仍在

8.0 以上,叶色保持碧绿。其余 6 个基因型的草坪质量显著低于对照($P<0.05$),尤其是 WBD144、WBD116、WBD147、WBD92 这 4 个基因型下降幅度较大,叶片整体发黄,生长受到了严重的抑制。

无镉胁迫不同基因型之间,WBD267、WBD144、WBD242、WBD116、WBD245、WBD193、WBD16 草坪质量得分较高(图 2),彼此之间无显著差异($P>0.05$),且均显著高于 WBD1、WBD147、WBD92 这 3 个基因型($P<0.05$)。 $1.5\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 镉胁迫 14 d 后,WBD242、WBD245、WBD193 草坪质量得分较高,

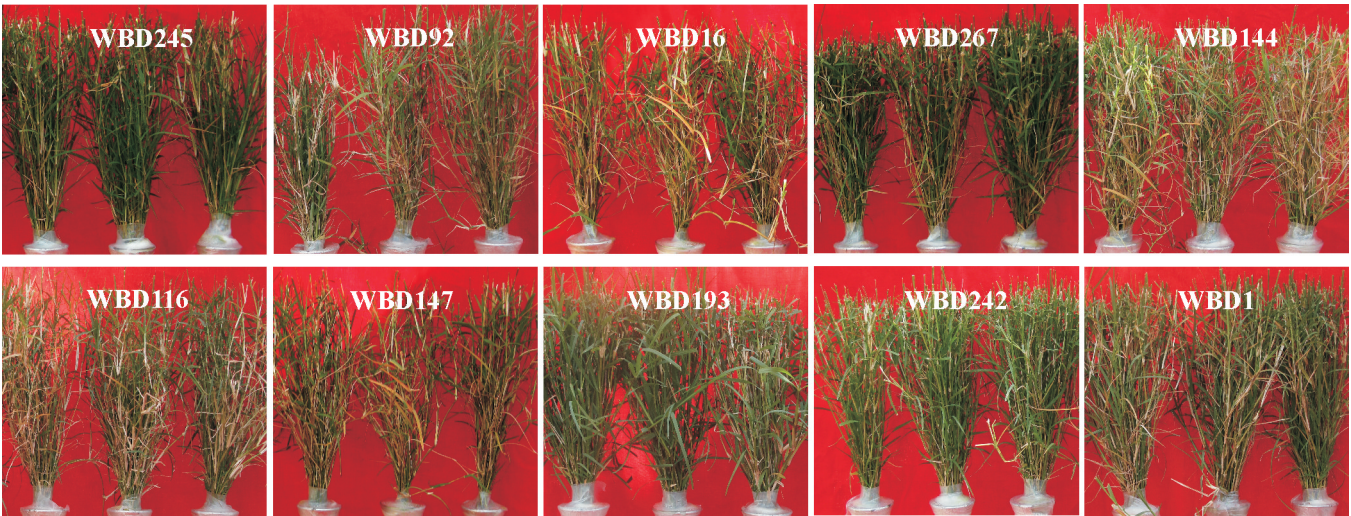


图 1 镉处理后不同基因型的狗牙根生长状况

Fig.1 Growth status of different Bermuda grass genotypes after Cd treatment

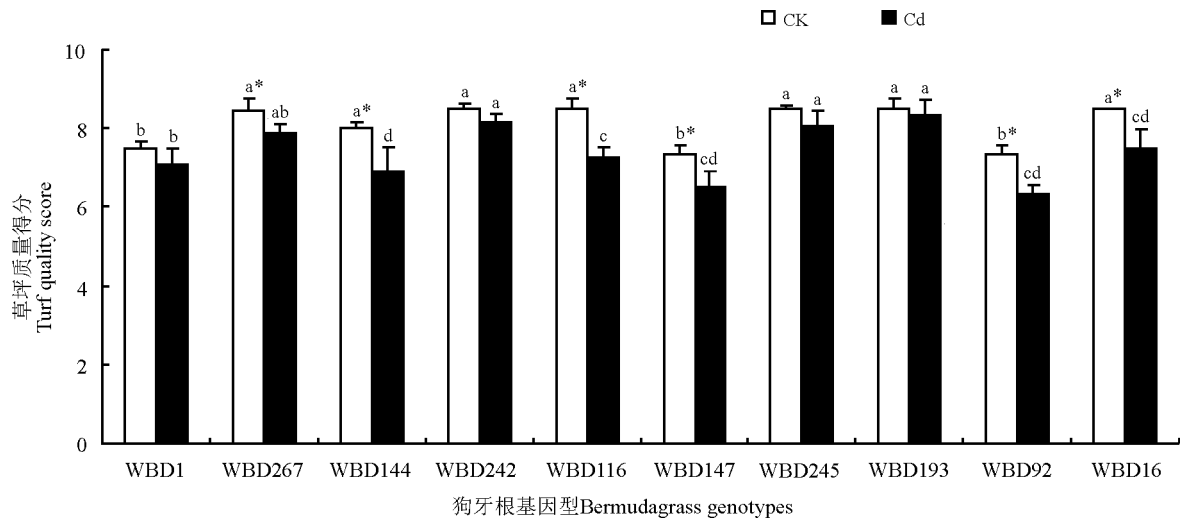


图 2 镉处理前后不同基因型的狗牙根草坪质量

Fig.2 Turf quality of different Bermuda grass genotypes before and after Cd treatment

注:不同小写字母表示同一处理不同基因型间差异显著($P<0.05$),*表示同一基因型不同处理差异显著($P<0.05$)。图 3 同。
Note:Different lower case letters indicate significant difference among different Bermuda grass genotypes at 0.05 level. Columns marked with * represent statistical significance for comparison between CK and Cd treatment at 0.05. The same as Fig. 3.

彼此之间无显著差异,且均显著高于除 WBD267 之外的其余基因型。不同基因型之间,不管有无镉胁迫,WBD242、WBD245、WBD193 表现均较好(图 1)。

生长速率结果显示(图 3),无镉对照下,10 个基因型的狗牙根生长速率存在一定的差异,其中 WBD267、WBD193 和 WBD16 生长速率较高,并显著高于 WBD147 和 WBD92($P<0.05$)。1.5 mmol · L⁻¹ 镉胁迫 14 d 后,10 个基因型的狗牙根生长速率均显著低于对照,与对照相比,下降比率分别为 76.2%(WBD1)、70.6%(WBD267)、75.2%(WBD144)、53.4%(WBD242)、77.0%(WBD116)、85.3%(WBD147)、

75.4%(WBD245)、65.4%(WBD193)、65.7%(WBD92)和 67.8%(WBD16)。而镉处理的 10 个基因型间差异并不显著($P>0.05$)。

与草坪质量表现相似,叶绿素含量在不同狗牙根基因型之间也存在差异(表 2)。1.5 mmol · L⁻¹ 镉胁迫 14 d 后,10 个狗牙根基因型的叶绿素 a、叶绿素 b 和总叶绿素含量均下降。但是不同基因型下降程度不同,其中 WBD242、WBD245 和 WBD193 的 3 个指标与无镉对照之间差异均不显著($P>0.05$)。其余 7 个基因型的叶绿素总含量显著低于对照($P<0.05$),尤其是 WBD144、WBD116、WBD147 和 WBD16 这 4 个

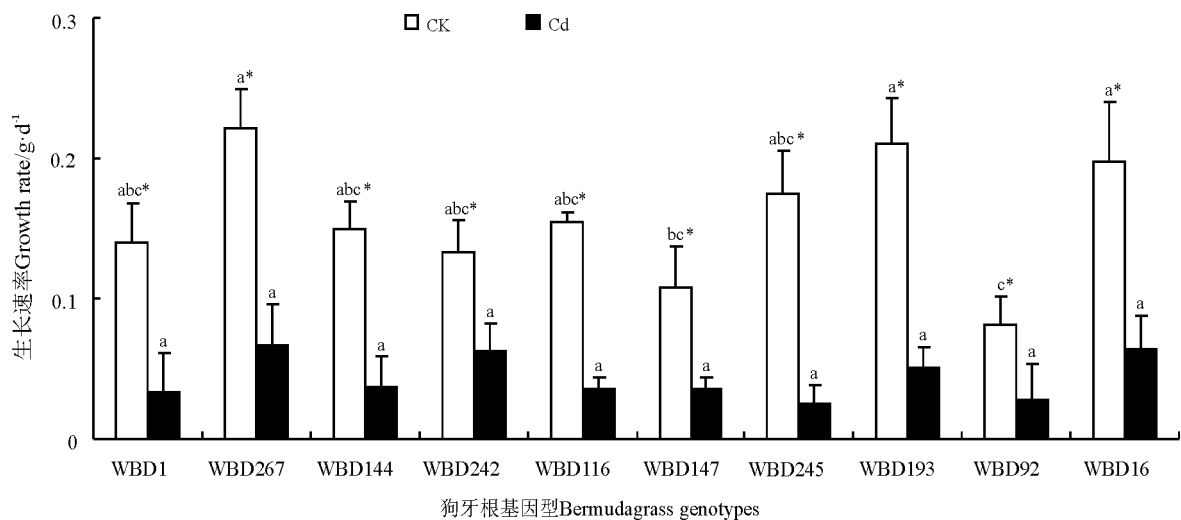


图 3 镉处理前后不同基因型的狗牙根生长速率

Fig.3 Growth rate of different Bermuda grass genotypes before and after Cd treatment

表 2 镉处理前后不同基因型的狗牙根叶绿素含量

Table 2 Chlorophyll content of different Bermuda grass genotypes before and after Cd treatment

基因型 Genotype	叶绿素 a Chl a		叶绿素 b Chl b		总叶绿素 Chl t	
	CK	Cd	CK	Cd	CK	Cd
WBD1	2.68±0.08cd	1.66±0.18bc	0.31±0.01c*	0.24±0.05ab	2.98±0.08de*	1.89±0.23bc
WBD267	2.87±0.12bc*	2.27±0.16abc	0.33±0.02c*	0.25±0.03ab	3.21±0.14cde*	2.51±0.15abc
WBD144	3.26±0.08b*	1.33±0.51c	0.45±0.05b*	0.18±0.07b	3.72±0.04bc*	1.51±0.58c
WBD242	3.18±0.15b	2.93±0.17a	0.38±0.02bc	0.35±0.02a	3.57±0.16bcd	3.28±0.19a
WBD116	3.66±0.14a*	1.70±0.32bc	0.58±0.02a*	0.26±0.06ab	4.24±0.15a*	1.96±0.37bc
WBD147	2.44±0.27d*	1.29±0.30c	0.36±0.03c*	0.17±0.06b	2.80±0.31e*	1.46±0.36c
WBD245	3.20±0.14b	2.40±0.49ab	0.37±0.01bc	0.31±0.05ab	3.58±0.15bcd	2.71±0.54ab
WBD193	2.94±0.21bc	2.62±0.34ab	0.33±0.07c	0.35±0.04a	3.27±0.27cde	2.98±0.38ab
WBD92	2.87±0.03bc	1.92±0.15bc*	0.38±0.02bc*	0.26±0.02ab	3.25±0.04cde*	2.18±0.17bc
WBD16	3.27±0.05b	1.68±0.28bc*	0.66±0.02a*	0.26±0.04ab	4.05±0.30ab*	1.94±0.32bc

注:不同小写字母表示同一处理不同基因型间差异显著($P<0.05$),*表示同一基因型不同处理差异显著($P<0.05$)。下表同。

Note:Different lower case letters indicate significant difference among different Bermuda grass genotypes at 0.05 level. Columns marked with * represent statistical significance for comparison between CK and Cd treatment at the 0.05 level. The same below.

基因型下降幅度较大,与对照相比,总叶绿素含量分别下降了 59.4%、53.8%、47.9%和 52.1%。

蒸腾速率结果显示(图 4),随着处理时间的延长,蒸腾速率整体呈现出逐渐降低的趋势,且 10 个狗牙根基因型的蒸腾速率均低于对照。1.5 mmol · L⁻¹ 镉胁迫 12 d 后,基因型 WBD242、WBD1、WBD267、WBD193 和 WBD245 的蒸腾速率仍高于对照的 50%,其余 5 个基因型的蒸腾速率均低于对照的 50%。

2.2 不同基因型狗牙根耐镉性的综合评价

计算供试狗牙根基因型的隶属函数值,综合评价每份狗牙根的耐镉能力,结果显示(表 3),狗牙根不同

基因型间耐镉能力差异很大,平均隶属函数值变化范围为 0.08~0.95。其中,WBD1、WBD267、WBD242、WBD245 和 WBD193 平均隶属函数值较高,分别为 0.53、0.71、0.95、0.51 和 0.81。尤其是基因型 WBD242,平均隶属函数值高达 0.95,其草坪质量、生长速率、叶绿素 a 含量和总叶绿素含量 4 个单项指标的隶属值均为最大。WBD144、WBD116、WBD147、WBD92 和 WBD16 这 5 个基因型平均隶属函数值较低,分别为 0.08、0.19、0.26、0.47 和 0.27。根据综合得分越高耐镉性越强的规律,基因型 WBD242 和 WBD193 的耐镉能力最强,而基因型 WBD144 和

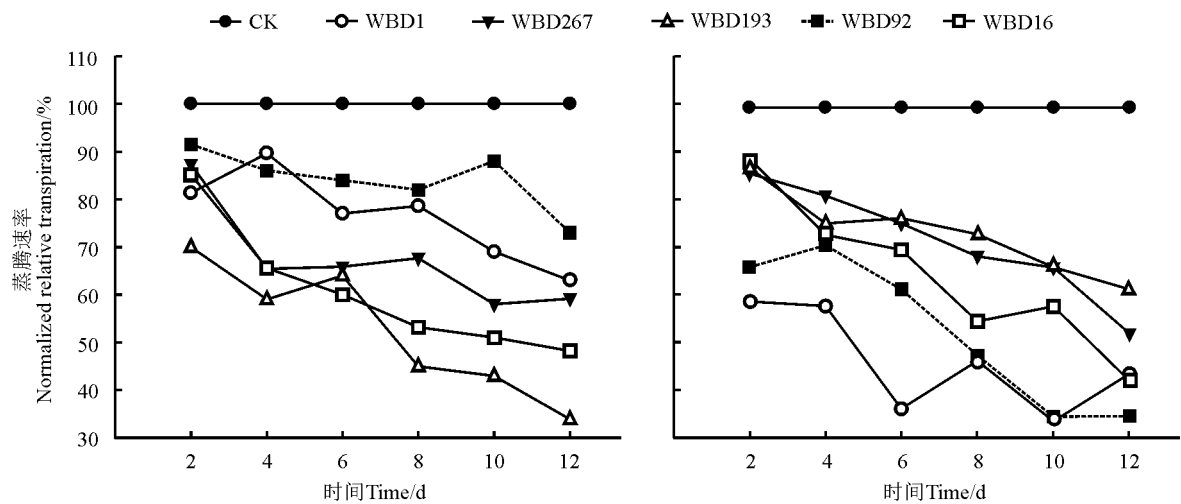


图 4 镉处理前后不同基因型的狗牙根标准化蒸腾速率

Fig.4 Normalized relative transpiration (NRT) of different Bermuda grass genotypes before and after Cd treatment

表 3 镉胁迫下不同基因型狗牙根 6 个耐镉指标的隶属函数值

Table 3 Subordinate function value of six Cd resistance indexes of Bermuda grass genotypes

基因型 Genotype	隶属函数值 Subordinate function value							排名 Order
	草坪质量	生长速率	叶绿素 a	叶绿素 b	总叶绿素	蒸腾速率	均值	
	TQ	GR	Chla	Chlb	Chlt	TR	Average	
WBD1	0.77	0.28	0.41	0.58	0.44	0.70	0.53	4
WBD267	0.73	0.49	0.74	0.54	0.73	1.00	0.71	3
WBD144	0.00	0.33	0.00	0.09	0.00	0.04	0.08	10
WBD242	1.00	1.00	1.00	0.76	1.00	0.93	0.95	1
WBD116	0.25	0.26	0.11	0.16	0.11	0.23	0.19	9
WBD147	0.35	0.58	0.23	0.20	0.22	0.00	0.26	8
WBD245	0.82	0.00	0.67	0.64	0.68	0.18	0.50	5
WBD193	0.96	0.30	0.94	1.00	0.98	0.70	0.81	2
WBD92	0.25	0.61	0.51	0.50	0.52	0.44	0.47	6
WBD16	0.12	0.56	0.21	0.00	0.14	0.58	0.27	7

Note: TQ,GR,Chl a,Chl b,Chlt and TR indicate turf quality, growth rate, chlorophyll a content, chlorophyll b content, total chlorophyll content and transpiration rate, respectively.

WBD116 的耐镉能力最弱。

2.3 供试狗牙根基因型耐镉性的聚类分析

以草坪质量、生长速率、叶绿素 a 含量、叶绿素 b 含量、总叶绿素含量和蒸腾速率 6 个生长指标为依据,采用平均距离法对供试 10 个狗牙根基因型进行聚类分析(图 5)。在平均距离 14 处,10 个狗牙根基因型被

分为 3 组。其中第 1 组仅有 WBD242,属于高耐镉型;第 2 组包括 WBD92、WBD144、WBD147、WBD116 和 WBD16,属于镉敏感型;第 3 组包括 WBD267、WBD1、WBD193 和 WBD245,属于耐镉型。这一聚类分析结果与根据各基因型综合得分获得的耐镉性排序结果基本一致。

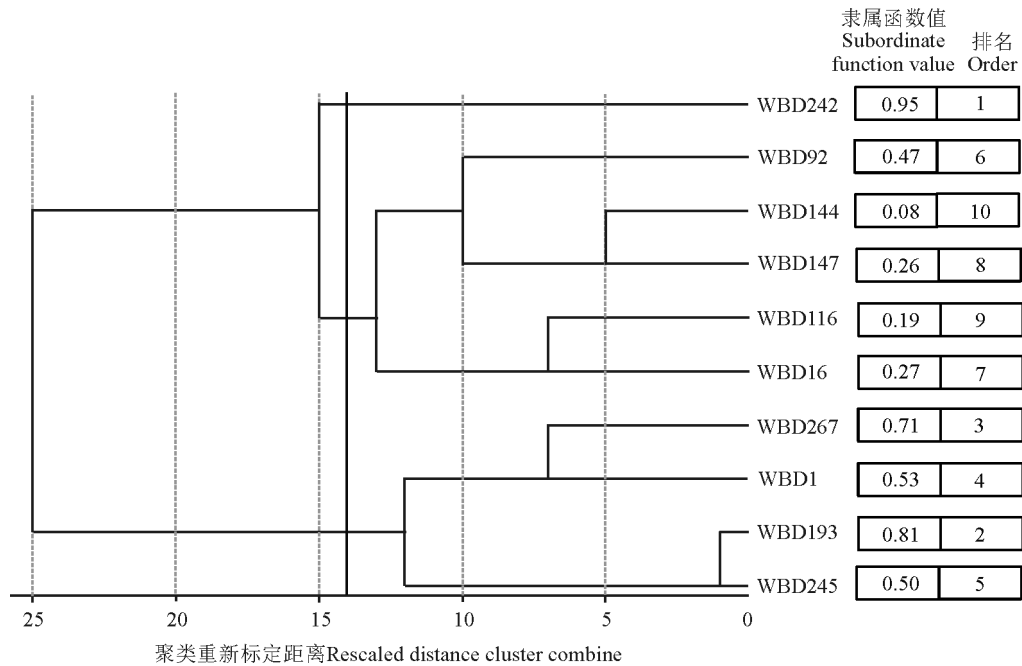


图 5 不同狗牙根耐镉性的聚类分析结果

Fig.5 Results of cluster analysis of Cd resistance of Bermuda grass

2.4 供试狗牙根基因型地上和地下部镉含量及转移系数

狗牙根地上部分镉含量在不同基因型间存在明显差异(图 6)。根据测定结果,大部分狗牙根基因型的地上部分都累积了高浓度的镉离子,其中 WBD144、WBD147、WBD116 和 WBD245 这 4 个基因型的镉含量较高,在 150 mg · kg⁻¹ 以上,显著高于 WBD1 和 WBD92 (P < 0.05)。地上部分镉含量最低的是 WBD92,仅为 39.1 mg · kg⁻¹,显著低于除 WBD1 以外的其它所有基因型。其余基因型地上部镉含量在 50~150 mg · kg⁻¹。

与地上部镉含量表现相似,地下部镉含量在不同狗牙根基因型之间也存在明显差异(图 6)。整体而言,狗牙根地下部镉含量在 368~818 mg · kg⁻¹,远高于地上部。但部分地上部镉含量高的基因型如 WBD144 和 WBD147,其地下部镉离子含量反而较低。地上部镉离子含量最高的 WBD116,其地下部镉含量也是最高的,达 818 mg · kg⁻¹。其余 7 个基因型地下

部镉含量在 514~619 mg · kg⁻¹。镉转移系数在 10 个狗牙根基因型之间也存在明显差异(图 6)。镉转移系数较大的两个基因型为 WBD144 和 WBD147,分别为 0.37 和 0.42,其中, WBD147 显著高于除 WBD144 以外的其余所有基因型 (P < 0.05)。转移系数最小的基因型是 WBD92,仅为 0.08。其余基因型的转移系数在 0.13~0.29。

3 讨论

植物在重金属镉胁迫下,其耐镉性是一个复杂的过程,耐镉能力的高低是植物体内多种代谢的综合表现^[19-20]。不同植物种类对重金属污染的耐受性有很大的差别,即存在种间差异,而同一物种的不同品种之间亦存在很大的差异。如禾谷类作物对镉的耐受能力普遍高于蔬菜类^[21]。狗牙根具有很好的耐镉能力,而且在中国南方重金属污染区域为常见优势种^[11-12]。然而,目前对于狗牙根耐镉方面的研究主要集中在生理和生化方面,对于狗牙根耐镉性评价的研究鲜有报道。

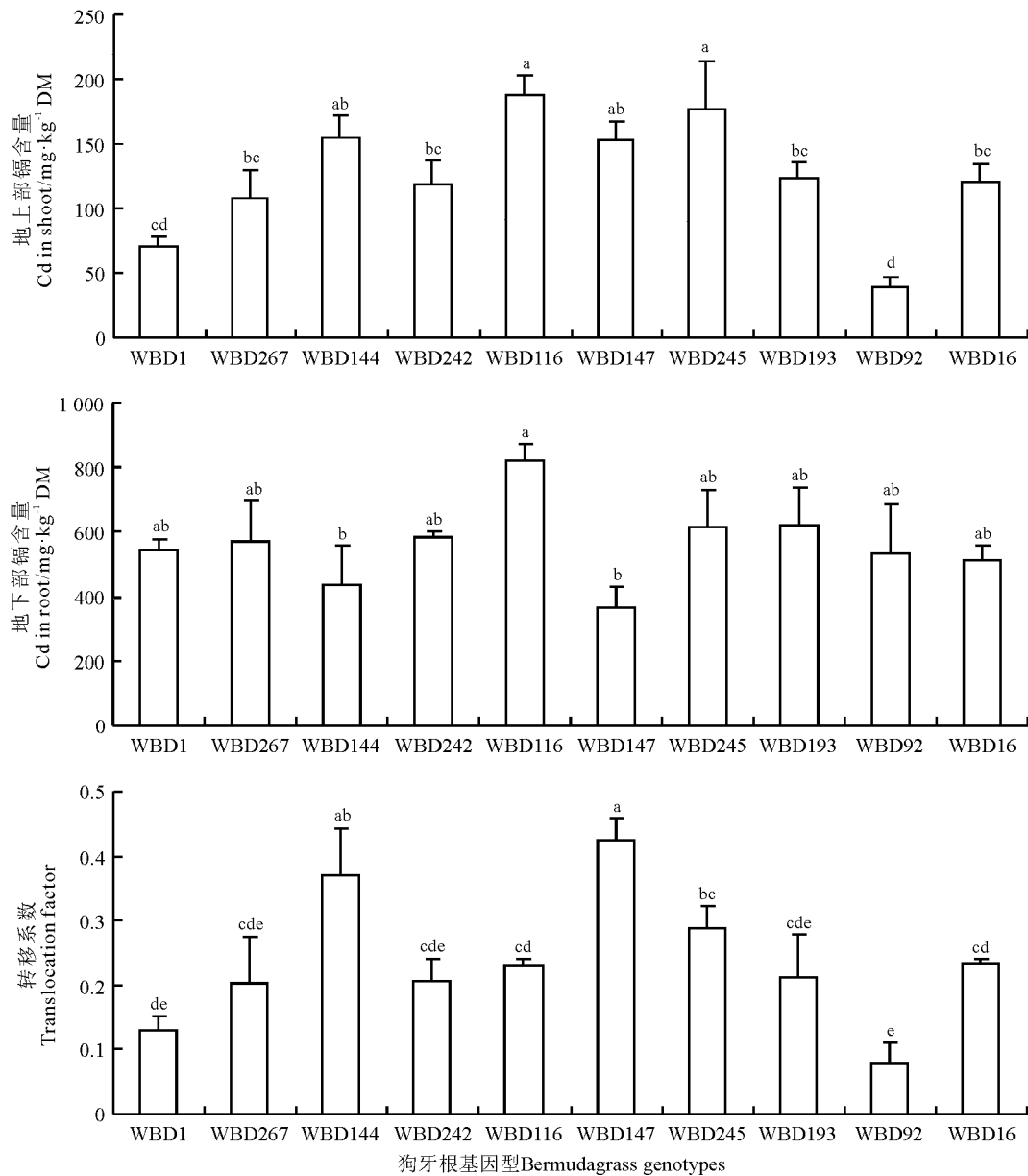


图 6 镉处理后不同基因型狗牙根地上部、地下部镉含量及转移系数

Fig.6 Cd concentration in shoot and root, and Cd translocation factor of different Bermuda grass genotypes

注：不同小写字母表示不同基因型间存在显著差异 ($P<0.05$)。

Note: Different lower case letters indicates significant difference among different bermuda grass genotypes at the 0.05 level.

本研究通过对 10 份狗牙根基因型进行镉胁迫,发现在 1.5 mmol · L⁻¹ 镉胁迫 14 d 后,供试的狗牙根基因型均出现植株生长缓慢,下垂并黄化,根系褐化,蒸腾速率变慢等受害症状,说明 1.5 mmol · L⁻¹ 的镉浓度对狗牙根植株的生长发育具有一定的抑制作用,但不同基因型的受害程度差异较大,说明供试的 10 个狗牙根基因型对镉胁迫的耐受性存在很大的差异。

植物的耐镉性是复杂的数量性状,在镉胁迫下,植物细胞在结构、生理、生化等方面发生一系列的应激反应,最终表现在植物表型和生理性状方面^[22]。因此,

利用单一性状指标来评价植物的耐镉能力有很大的局限性。目前,尚缺乏可用来鉴定植物耐镉性的综合评价体系。为全面、客观、准确地评价某种植物的耐镉能力,需根据多个性状进行综合评价。模糊数学中的隶属函数法客观合理、运算简便,克服了单一性状指标评价的局限性,因此被用于评价多种植物,如不同花生 (*Araohis hypogaea*) 品种的抗旱性^[23] 和苎麻 (*Boehmeria nivea*) 的耐镉能力^[17]。本研究通过水培镉胁迫,利用隶属函数法综合评价了 10 个狗牙根基因型的耐镉能力,并对 10 个基因型耐镉性进行聚类分析,结

果表明,10 个狗牙根基因型耐镉能力依次为 WBD242>WBD193>WBD267>WBD1>WBD245>WBD92>WBD16>WBD147>WBD116>WBD144。采用 WPGMA 聚类分析方法对供试 10 个狗牙根基因型进行分组,结果表明,在平均距离 14 处,10 个狗牙根基因型被分为 3 组,即高耐镉性、镉敏感型和耐镉型。

不同植物对镉的积累能力存在很大的差异,同一植物不同组织对镉的积累能力也不尽相同^[24]。有研究表明,植物体吸收的大部分镉固定在根部^[25]。在草类作物中,植物吸收的镉有 65%~90% 被固定在根部^[26]。本研究表明,供试狗牙根基因型的地上部镉浓度小于地下部。这说明狗牙根对镉具有一定的吸收能力,而且吸收的镉主要集中在根部。供试的 10 个基因型中,WBD144、WBD147、WBD116 和 WBD245 这 4 个基因型地上部镉离子浓度较高,均在 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上。尤其是 WBD144 和 WBD147 两个基因型,其转移系数也是所有基因型中最高的,表明这两个狗牙根基因型能有效的吸收培养液中的镉离子并转运至地上部。尽管 WBD144 和 WBD147 能够吸收大量的重金属,但是 $1.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 镉胁迫 14 d 后,其叶片失绿发黄,生长缓慢,叶绿素含量显著下降,且平均隶属函数值很低,很可能是因为过高浓度的镉导致光合作用受阻,代谢紊乱。因此,WBD144 和 WBD147 可用于

轻度镉污染土壤的植物修复。此外,狗牙根基因型 WBD242、WBD245 和 WBD193 表现优异,在 $1.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 镉胁迫 14 d 后,其叶色浓绿,草坪质量和叶绿素含量仍保持较高的水平,和无镉胁迫组相比差异并不显著,综合评价结果也表明,这 3 个基因型平均隶属函数值较高,表明这 3 个基因型对镉具有很强的耐受性,另外,尽管这 3 个基因型对镉的转移系数低于 0.5,但其地上部积累的镉离子浓度分别高达 119.0、177.0 和 $124.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,远远大于超富集植物的标准^[27]。因此,WBD242、WBD245 和 WBD193 在高浓度镉污染土壤的植被重建方面具有极高的应用潜力。

4 结论

狗牙根对镉胁迫的耐受性存在显著的基因型间差异,不同基因型富集和转移镉的能力也不尽相同。本研究利用模糊数学中的隶属函数法对 10 个狗牙根基因型进行了耐镉性的综合评价,结果发现,基因型 WBD242、WBD245 和 WBD193 耐镉能力较强,且地上部积累的镉离子浓度较高,可用于高浓度镉污染土壤的植物修复。基因型 WBD144 和 WBD147 具有最大的地上部镉离子浓度和镉转移系数,但是耐镉能力较弱,可用于轻度镉污染土壤的植物修复。在实际应用中,应根据实际目标选择合适的狗牙根基因型。

参考文献 References:

- [1] Järup L, Akesson A. Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 2009, 238(3): 201-208.
- [2] Hadi F, Arifeen M Z U, Aziz T, Nawab S, Nabi G. Phytoremediation of cadmium by *Ricinus communis* L. in hydroponic condition. *Cell*, 2015, 92(345): 8112741.
- [3] Pietrini F, Iori V, Bianconi D, Mughini G, Massacci A, Zacchini M. Assessment of physiological and biochemical responses, metal tolerance and accumulation in two eucalypt hybrid clones for phytoremediation of cadmium-contaminated waters. *Journal of Environmental Management*, 2015, 162: 221-231.
- [4] 张曼, 张璟, 普冀喆, 唐晓纯, 郑风田. 我国农业产地环境污染成因及治理对策——以镉大米为例. *林业经济*, 2014, 6(5): 20-29. Zhang M, Zhang J, Pu M Z, Tang X C, Zheng F T. China' Production environmental pollution reasons and countermeasures——Taking cadmium-contaminated rice as an example. *Forestry Economics*, 2014, 6(5): 20-29. (in Chinese)
- [5] 安婧, 宫晓双, 魏树和. 重金属污染土壤超积累植物修复关键技术的发展. *生态学杂志*, 2015, 34(11): 3261-3270. An J, Gong X S, Wei S H. Research progress on technologies of phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(11): 3261-3270. (in Chinese)
- [6] Xie Y, Luo H J, Du Z M, Hu L X, Fu J M. Identification of cadmium-resistant fungi related to Cd transportation in bermudagrass [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.]. *Chemosphere*, 2014, 117: 786-792.
- [7] 马琦, 王琦. 几种草被植物的水土保持效应研究. *草业科学*, 2005, 22(10): 72-74. Ma Q, Wang Q. The effect of several grassy species on soil and water conservation. *Pratacultural Science*, 2005, 22(10): 72-74.

(in Chinese)

- [8] Madejón P, Murillo J M, Marañón T, Cabrera F. Bioaccumulation of trace elements in a wild grass three years after the Aznalcóllar mine spill (South Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, 114(1-3): 169-189.
- [9] Hammami H, Parsa M, Mohassel M H, Rahimi S, Mijani S. Weeds ability to phytoremediate cadmium-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 2016, 18(1): 48-53.
- [10] Wang Z, Wu Y Q, Martin D L, Gao H, Samuels T, Tan C. Identification of vegetatively propagated turf bermudagrass cultivars using simple sequence repeat markers. *Crop Science*, 2010, 50(5): 2103-2111.
- [11] Archer M J G, Caldwell R A. Response of six Australian plant species to heavy metal contamination at an abandoned mine site. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2004, 157(1-4): 257-267.
- [12] Xie Y, Luo H J, Hu L X, Sun X Y, Lou Y H, Fu J M. Classification of genetic variation for cadmium tolerance in Bermudagrass [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.] using physiological traits and molecular markers. *Ecotoxicology*, 2014, 23(6): 1030-1043.
- [13] Aldrich M V, Gardea-Torresdey J L, Peralta-Videa J R, Parsons J G. Uptake and reduction of Cr (VI) to Cr (III) by mesquite (*Prosopis* spp.): Chromate-plant interaction in hydroponics and solid media studied using XAS. *Environmental Science and Technology*, 2003, 37(9): 1859-1864.
- [14] Trapp S, Zambrano K C, Kusk K O, Karlson U. A phytotoxicity test using transpiration of willows. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, 39(2): 154-160.
- [15] Turgeon A J. *Turfgrass Management*. 3Ed. Ohio: Prentice-Hall Inc., 1991.
- [16] Hiscox J, Israelstam G. A method for the extraction of chlorophyll from leaf tissue without maceration. *Canadian Journal of Botany*, 1979, 57: 1332-1334.
- [17] 余玮, 揭雨成, 邢虎成, 鲁雁伟, 黄明, 康万利, 王栋. 苧麻耐镉品种差异及其筛选指标分析. *作物学报*, 2011, 37(2): 348-354.
- She W, Jie Y C, Xing H C, Lu Y W, Huang M, Kang W L, Wang D. Tolerance to cadmium in ramie (*Boehmeria nivea*) genotypes and its evaluation indicators. *Acta Agronomica Sinica*, 2011, 37(2): 348-353.
- [18] Chen Z, Xie Z, Zheng H. The research of heat-tolerance of different provenances of *Betula alnoides* seedlings. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 23(11): 2327-2332.
- [19] 范金, 袁庆华. 镉对苗期高羊茅的形态和生理影响. *草业科学*, 2015, 32(8): 1278-1288.
- Fan J, Yuan Q H. Effects of heavy metal cadmium on morphology and physiology of *Festuca arundinacea* seedlings. *Pratacul-tural Science*, 2015, 32(8): 1278-1288.
- [20] 孙宁骁, 宋桂龙. 紫花苜蓿对镉胁迫的生理响应及积累特性. *草业科学*, 2015, 32(4): 581-585.
- Sun N X, Song G L. Physiological response of *Medicago sativa* to cadmium stress and accumulation property. *Pratacul-tural Science*, 2015, 32(4): 581-585.
- [21] 杨居荣, 贺建群, 蒋婉茹. Cd 污染对植物生理生化的影响. *农业环境科学学报*, 1995, 14(5): 193-197.
- Yang J R, He J Q, Jiang W R. Effect of Cd pollution on the physiology and biochemistry of plant. *Journal of Agro-Environment Science*, 1995, 14(5): 193-197. (in Chinese)
- [22] Das P, Samantaray S, Rout G. Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environmental Pollution*, 1997, 98: 29-36.
- [23] 张智猛, 万书波, 戴良香, 宋文武, 陈静, 石运庆. 花生抗旱性鉴定指标的筛选评价. *植物生态学报*, 2011, 35(1): 100-109.
- Zhang Z M, Wan S B, Dai L X, Song W W, Chen J, Shi Y Q. Estimating and screening of drought resistance indexes of peanut. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2011, 35(1): 100-109. (in Chinese)
- [24] Arthur E, Crews H, Morgan C. Optimizing plant genetic strategies for minimizing environmental contamination in the food China: Report on the MAFF funded joint JIC/CSL Workshop held at the John Innes Centre. *International Journal of Phytore-mediation*, 2000, 2(1): 1-21.
- [25] Leita L, De Nobili M, Cesco S, Mondini C. Analysis of intercellular cadmium forms in roots and leaves of bush bean. *Journal of Plant Nutrition*, 1996, 19: 527-533.
- [26] Davies B E. *Applied Soil Trace Elements*. Chichester, UK: John Wiley and Sons, 1980: 472-482.
- [27] 聂发辉. 关于超富集植物的新理解. *生态环境*, 2005, 14(1): 136-138.
- Nie F H. New comprehensions of hyperaccumulator. *Ecology and Environment*, 2005, 14(1): 136-138. (in Chinese)

(责任编辑 王芳)