

象草在南方典型母质土壤中的镉修复效应

覃建军¹, 唐盛爽¹, 蒋凯¹, 黄敬¹, 侯红波^{1,2}, 龙坚^{1,2}, 彭佩钦^{1,2}

(1.中南林业科技大学环境科学与工程学院,长沙 410004;2.稻米品质安全控制湖南省工程实验室,长沙 410004)

摘要:选取南方典型母质发育耕作土紫泥田和麻砂泥,通过添加不同浓度梯度的外源Cd(0,0.5,2.0,10.0,20.0 mg/kg)进行盆栽试验,并结合傅里叶红外与X射线衍射等手段,研究了象草在土壤Cd胁迫下的耐受能力及修复效果。结果表明:紫泥田与麻砂泥中象草对Cd的耐性指数为0.65~0.79,均表现出较好的耐性;外源Cd浓度为0,0.5,2.0 mg/kg时象草富集系数均大于1,表现出较好的Cd富集性;象草转运系数为0.60~0.84,属于非Cd超富集植物,但因地地上部分生物量巨大,象草在无外源Cd添加时对土壤Cd的修复效率依然可观,且在麻砂泥中最为显著,为2.48%。另外,土壤理化性质如pH、CEC、有机官能团等不同也可导致象草对Cd的富集呈现差异。综合分析,象草更适宜于中轻度Cd污染土壤的修复,且对麻砂泥的修复效率优于紫泥田。

关键词: 镉; 象草; 生物量; 富集; 转运

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)02-0372-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2020.02.053

The Remediation Effect of Napier Grass to Cd-contaminated Soil with Typical Parent Materials in Southern China

QIN Jianjun¹, TANG Shengshuang¹, JIANG Kai¹, HUANG Jing¹,

HOU Hongbo^{1,2}, LONG Jian^{1,2}, PENG Peiqin^{1,2}

(1.College of Environmental Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004; 2.Hunan Engineering Laboratory for Control of Rice Quality and Safety, Changsha 410004)

Abstract: Pot experiment was conducted to study the tolerance and remediation effect of Napier grass to cadmium (Cd) in purple soil and granitic sandy soil using Fourier infrared and X-ray diffraction analysis methods, and the exogenous Cd was added with gradients of 0, 0.5, 2.0, 10.0, 20.0 mg/kg. The results showed that Napier grass had a good tolerance to Cd, the tolerance index was 0.65~0.79. When the concentrations of Cd were 0, 0.5, 2.0 mg/kg, the bioconcentration factors were more than 1, showing a good ability of enrichment to Cd. Napier grass was not hyper accumulator of Cd because of transfer factors ranged from 0.60 to 0.84, but its restoration efficiency on Cd-contaminated soil was considerable when no exogenous Cd was added resulted from its enormous above ground biomass. And it was the most significant in granitic sandy soil, i.e., 2.48%. In addition, the differences in soil physicochemical properties such as pH, CEC and organic functional groups could also lead to the differences in Cd enrichment in Napier grass. Comprehensive analysis showed that Napier grass was more suitable for the remediation of moderately Cd-contaminated soil, and the remediation efficiency of granitic sandy soil was better than that of purple soil.

Keywords: Cd; Napier grass; biomass; concentration; transfer

镉(Cd)是我国耕地主要的重金属污染物之一,影响农产品质量安全,不仅给我国农业造成了经济损失,同时也严重威胁到人体健康^[1]。植物提取技术是利用超富集植物以太阳能为动力,从被污染的土壤中提取重金属并将其富集和转移到相对容易处理的地上部分,具有投入少、不易引起二次污染等优点,已成为当今修复重

金属污染土壤的主流措施^[2]。但对于中国大面积的中、轻度污染耕地而言,超富集植物存在生长缓慢、周期长、生物量小、经济效益低等缺点^[3]。因此,植物的适应性、生物量、生长速度以及管理便利性已成为目前植物修复领域所关注的重点问题^[4]。

近年来,象草、巨菌草、高粱等生物量巨大且具

收稿日期:2019-08-08

资助项目:国家科技支撑计划项目(2015BAD05B02);农业部财政部重大专项(农办财函[2016]6号)

第一作者:覃建军(1994—),男,在读硕士研究生,主要从事环境生物与生态修复研究。E-mail:1136035634@qq.com

通信作者:龙坚(1988—),男,讲师,主要从事污染控制化学研究。E-mail:longjiancsuft@yeah.net

彭佩钦(1965—),男,教授,博士生导师,主要从事土壤污染与控制研究。E-mail:pqpeng123@sina.com

有一定 Cd 富集能力的速生植物受到了广大研究者的关注^[5-7]。象草是一种适应性强、生长快速、生物量巨大的多年生草本植物,相对于巨菌草、狼尾草、皇竹草等同属牧草具有更强的耐刈割能力,每年可刈割 6~8 次,每 667 m² 可产鲜草量 15~20 t^[8],这对提高植物地上部分的重金属提取总量具有重要意义;并且相比于高粱、黄麻、油葵等其他生物量巨大的 Cd 富集植物,象草具有多年生的特点,在实际的耕地修复工程中管理更加便利,节省劳力。由此可见,象草在 Cd 污染耕地的修复中相对于其他植物具有一定优势。

然而,目前有关于象草对土壤 Cd 修复效应的研究多为未控制干湿沉降、灌溉水、肥料等 Cd 输入源的田间试验,难以准确评价象草对 Cd 的迁移、富集特性及其修复效果;同时,植物在不同类型土壤中对 Cd 的修复效应会存在差异,Liu 等^[9]的研究表明,小麦在我国 18 种土壤中对 Cd 的迁移、富集特性各不相同。基于上述问题,本研究通过盆栽试验对比象草在 2 种母质发育土壤、不同外源 Cd 浓度下的生长状况和富集特征,并结合 2 种土壤的相关物化特征展开

讨论,探明 Cd 在土壤—象草系统中的运移规律,评价象草在 2 种 Cd 污染土壤修复中的适应性,为我国重金属污染耕地修复提供方法参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤紫泥田为紫色砂页岩母质发育的耕作土,采自湘潭县排头乡排头岭村(27°32′47.26″N, 112°41′1.87″E);供试土壤麻砂泥为花岗岩母质发育的耕作土,采自醴陵市左权镇花桥村(27°41′45.22″N, 113°20′53.21″E)。2 种土壤均取自耕作层(0—20 cm)。采集工作完成后,于实验室内将土壤摊平,自然风干直至质量无明显变化,剔除石粒、根系碎屑等杂物,研磨后混合均匀备用。2 种土壤的基本理化性质见表 1。供试植物为“桂闽引象草”(*Pennisetum purpureum* Schum. cv. *Gui Min Yin*),为高产量象草品种。选取长势、大小一致的象草幼苗,株高约 30 cm,每盆种植 1 株,剪去顶部细茎及叶片,以减少营养消耗和水分蒸发,提高成活率。

表 1 供试土壤基本理化性质

土壤名称	pH	总 Cd/ (mg · kg ⁻¹)	有效 Cd/ (mg · kg ⁻¹)	CEC/ (cmol · kg ⁻¹)	有机质/ (g · kg ⁻¹)	黏粒/ %	比表面积/ (m ² · g ⁻¹)
紫泥田	6.1	0.59	0.14	29.40	14.00	25.89	9.05
麻砂泥	5.0	0.63	0.17	23.71	21.60	16.27	3.39

1.2 试验设计

盆栽试验采用规格为上口径 30.0 cm、底径 23.0 cm、高 21.5 cm 的塑料盆,盆底有 4 孔,孔径 1.0 cm,放置于规格更大的无孔塑料盆中,以防外添加 Cd 与基肥流失,种植期间及时将大塑料盆中渗漏水倒回栽种盆。每盆装土 5.0 kg,加入 CdCl₂ 溶液,Cd 水平为 0,0.5,2.0,10.0,20.0 mg/kg,平衡老化 30 天。按 N 0.20 g/kg,P₂O₅ 0.10 g/kg,K₂O 0.15 g/kg,以尿素[CO(NH₂)₂]、磷酸铵[(NH₄)₃PO₄]和碳酸钾(K₂CO₃)的水溶液加入作基肥。盆栽放置于透明塑胶棚内,根据天气不定期给盆栽浇水、松土,持水率维持在 60%,每个处理设 3 个重复,共 30 组。象草于 2018 年 6 月 25 日移栽,9 月 5 日收获。

1.3 采样与分析

植物样品的采集与分析:象草生长周期内,记录各处理象草生长状况(是否有萎蔫发黄迹象),种植 70 天后,沿土面剪取地上部分,用小锄头挖出其根部,用自来水和去离子水洗净后风干,分根、茎、叶置于烘箱内 105 ℃杀青 30 min 后,70 ℃烘干至恒重,记录干重,然后磨碎、过 70 目筛、称量备用。植物重金属含量采用干灰化法消解,石墨炉原子吸收分光光度法测定^[10]。

土壤样品的采集与分析:采集土壤样品,将样品

置于室内风干,去除石块、植物根系和凋落物等,并研磨过 10,100 目尼龙筛,包装登记后保存备测。土壤 pH、总 Cd 含量、有效态 Cd 含量、阳离子交换量(CEC)和有机质含量的测定都参考史瑞和等^[11]《土壤农化分析》;黏粒含量采用比重计速测法^[12]测定;比表面积采用比表面积仪(贝士德,3H-2000BET-A)参比法测定;土壤颗粒表面官能团采用傅里叶变换红外光谱仪(岛津,IRAffinity-1)分析,分辨率为 1 cm⁻¹;土壤矿物组成用自动 X—射线粉末衍射仪(北京普析,XD-2)定性分析,扫描速度为 8°/min。用于比表面积测定、红外光谱分析、X 射线衍射分析的土壤均过 100 目尼龙筛。

1.4 数据分析

耐性指数(TI)可以表示象草对 Cd 胁迫的耐性^[13];富集系数(BF)可以反映象草从土壤中吸收重金属的能力^[14];转运系数(TF)可作为象草将重金属从地下向地上部分运输能力的评价系数^[14];修复效率(RE)可直观反映象草的修复效果^[15]。各指标计算公式为:

$$TI=\frac{B_i}{B_0}$$

$$BF=\frac{C_u}{C_s}$$

$$TF = \frac{C_u}{C_r}$$
$$RE = \frac{Q_u}{Q_s} \times 100\%$$

式中: B_i 为外源 Cd 浓度为 0.5,2.0,10.0,20.0 mg/kg 时象草地上部生物量(g); B_0 为外源 Cd 浓度为 0 mg/kg 时象草地上部生物量(g); C_u 为象草地上部分 Cd 含量(mg/kg); C_s 为土壤中 Cd 浓度(mg/kg); C_r 为象草根部分 Cd 含量(mg/kg); Q_u 为象草地上部分累积 Cd 量(mg); Q_s 为土壤修复前 Cd 总量(mg)。

试验数据采用 Duncan 多重比较法($P<0.05$)进行差异分析,应用 Excel 2016、SPSS 22.0、Origin 9.0、MDI Jade 6.0 软件进行处理,所列数据均为平均值。

2 结果与分析

2.1 供试土壤的红外光谱与 X 射线衍射图谱

供试土壤紫泥田与麻砂泥的傅里叶红外光谱见图 1。紫泥田与麻砂泥的特征吸收峰分布相似,分别在 3 500~3 700 cm^{-1} (土壤颗粒表面 O—H 伸缩振动)、3 300~2 500 cm^{-1} (宽峰为—COOH 中 O—H 伸缩振动)、1 725 cm^{-1} 附近(C=O 伸缩振动)、1 650 cm^{-1} 附近(C=C 的伸缩振动吸收峰)和 1 050 cm^{-1} (—C—O—C 伸缩振动),表明 2 种土壤颗粒表面的基团组成相似。但麻砂泥的红外吸收峰与紫泥田相比,在 3 500~3 700 cm^{-1} 的伸缩振动更为强烈,表明麻砂泥较紫泥田颗粒表面富含 O—H;在 3 300~2 500 cm^{-1} 处宽而散的吸收峰紫泥田较麻砂泥更平缓,表明麻砂泥较紫泥田富含—COOH。

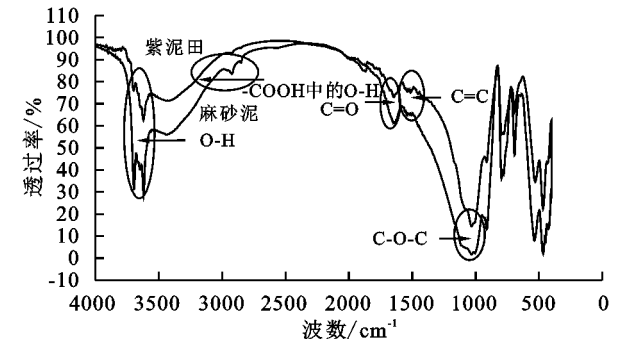


图 1 供试土壤的傅里叶红外光谱

通过 MDI jade 6.0,对自动 X—射线粉末衍射仪测得的数据进行物相分析。分析结果表明,供试土壤紫泥田的主要组成矿物为单斜磷锌矿(Zn_2OHPO_4),麻砂泥的主要组成矿物为块磷铝矿(AlPO_4)和石英(SiO_2)。紫泥田与麻砂泥的 XRD 图谱见图 2。根据布拉格方程 $2d \sin \theta = n \lambda$,可计算出紫泥田与麻砂泥矿物底面层间距 d_{001} 的值,分别为 1.08,1.40 nm。

2.2 象草对土壤 Cd 胁迫的耐性

通过对盆栽象草生长过程的观察,不同浓度的外源 Cd 未对象草生长造成明显抑制,象草在 Cd 胁迫

下未出现中毒迹象,但在外源 Cd 浓度为 0,0.5 mg/kg 的土壤中象草长势较其他处理略好。象草生物量以干重表示,各处理象草生物量对比见图 3。外源 Cd 浓度为 0,0.5,10.0,20.0 mg/kg 时,同一外源 Cd 浓度下紫泥田中象草生物量比麻砂泥中低,但差异不显著,均值分别为每株 31.0,32.0 g,说明紫泥田与麻砂泥 2 种土壤对象草生物量的影响无显著差异。外源 Cd 胁迫下,2 种土壤中的象草生物量较无外源 Cd 添加时均有所降低。紫泥田中象草在外源 Cd 浓度为 2.0,20.0 mg/kg 时的生物量均显著低于无外源 Cd 添加时($P<0.05$),而麻砂泥中象草生物量随外源 Cd 浓度变化无显著差异,表明象草在麻砂泥中对 Cd 胁迫的耐受能力较紫泥田稳定。象草对 Cd 的耐性指数见表 2。象草在 2 种土壤中的耐性系数为 0.65~0.79。

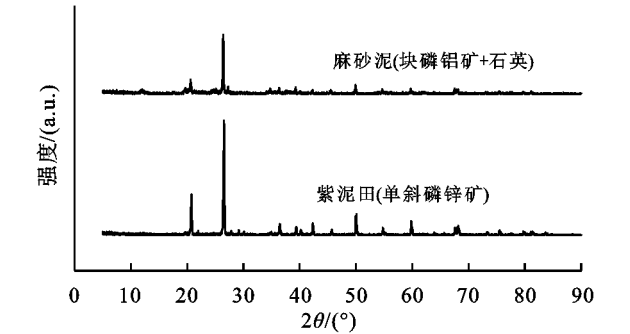
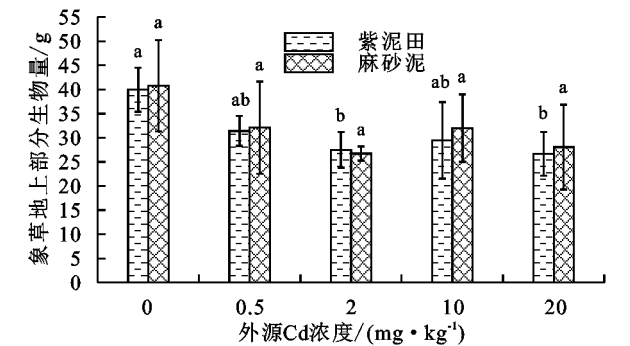


图 2 供试土壤的 XRD 图谱



注:不同字母表示同一土壤不同 Cd 浓度象草生物量的差异显著($P<0.05$)。

图 3 不同浓度 Cd 对象草地上部分生物量的影响

表 2 象草耐性指数		
外源 Cd 浓度/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	TI_1	TI_2
0.5	0.79	0.79
2	0.69	0.65
10	0.74	0.78
20	0.67	0.69

注:表中 TI_1 为紫泥田中象草耐性指数; TI_2 为麻砂泥中象草耐性指数。

2.3 象草各部位 Cd 含量的差异

从图 4 可以看出,随着外源 Cd 浓度的升高,2 种土壤中象草的地上部分与根部的 Cd 含量均随外源 Cd 浓度的增加呈现上升趋势,不同外源 Cd 浓度下的象草同一部位 Cd 含量存在显著差异($P<0.05$)。

在同一外源 Cd 浓度下 2 种土壤中象草的根部 Cd 含量均比地上部分高,地上部分与根部的 Cd 含量分别为 0.8~26.6,1.4~34.0 mg/kg,可知在试验设置的土壤 Cd 浓度范围内,象草根部较地上部分对土壤中 Cd 的富集能力更强。在外源 Cd 浓度为 0,0.5,2.0,20.0 mg/kg 时,同一外源 Cd 浓度下麻砂泥中象草地上部分与根部的 Cd 含量均比紫泥田中生长象草高,表明象草在麻砂泥中生长具有更好的 Cd 富集能力。

2.4 不同处理的象草对 Cd 的富集和转运特征

从图 5a 可以看出,除麻砂泥外源 Cd 浓度为 10.0~20.0 mg/kg 外,随着外源 Cd 浓度的增加,各处理象草的富集系数均呈下降趋势,表明随着外源 Cd 浓度的增加象草地上部分富集 Cd 的能力下降;外源 Cd 浓度为 0,0.5,2.0 mg/kg 时,象草的富集系数均大于 1,Cd 富集能力较好;在 Cd 浓度为 0,0.5,2.0,20.0 mg/kg 时,麻砂泥中各处理象草富集系数均大于紫泥田中象草,在 Cd 浓度为 0 mg/kg 时差异较大,分

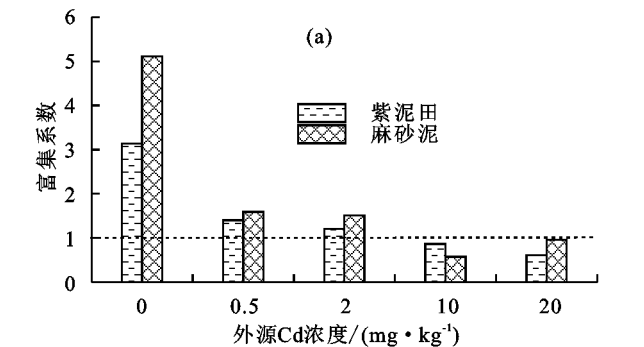


图 5 各处理象草对 Cd 的富集系数和转运系数

2.5 不同处理的象草对 Cd 的累积量与修复效率

从表 3 可以看出,象草对 Cd 的累积量大致随外源 Cd 浓度的增加而上升,外源 Cd 浓度为 10.0,20.0 mg/kg 时象草地上部分对 Cd 的累积量高于其他 Cd 浓度,且差异显著($P<0.05$),其中麻砂泥外源 Cd 浓度为 20.0 mg/kg 时 Cd 累积量最大,为 0.75 mg/pot。象草对 Cd 的修复效率随外源 Cd 的增加而降低,在无外源 Cd 添加(紫泥田与麻砂泥原本含 Cd,浓度分别为 0.59,0.63 mg/kg)时修复效率较其他处理高,且差异显著($P<0.05$),在麻砂泥无外源 Cd 添加时修复效率最高,为 2.48%。

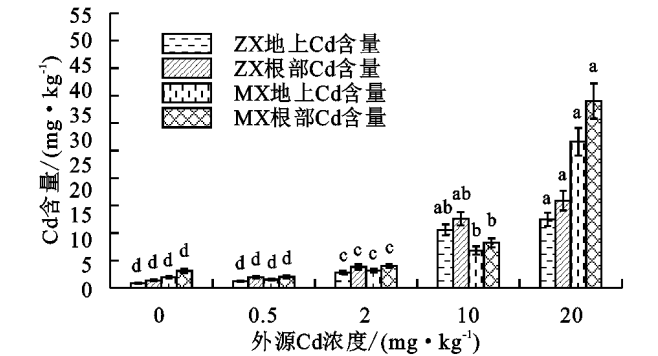
3 讨论

3.1 象草对土壤中 Cd 的耐性及修复效果

一般认为,耐性指数 >0.5 时,植物对胁迫具有较好的耐性^[13]。在有外源 Cd 添加时,象草耐性指数均大于 0.5,表示在试验设置 Cd 浓度范围内象草对 Cd 胁迫表现出较好的耐性。

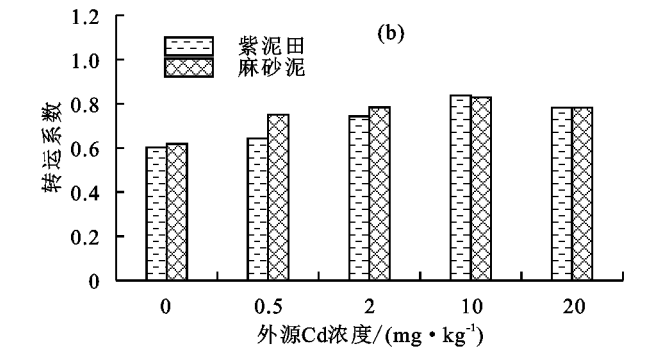
象草对 Cd 污染土壤的修复效果主要根据其对土壤 Cd 的富集转运能力、累积量、修复效率等评价^[16]。当外

别为 5.11,3.14,可知麻砂泥较紫泥田更有利于象草地上部分对 Cd 的吸收。从图 5b 可知,各处理象草转运系数为 0.60~0.84,说明象草不属于 Cd 超富集植物,这可能是其地上部分生物量巨大所致,使得地上部分 Cd 含量较根部低。



注:ZX 为紫泥田中生长象草,MX 为麻砂泥中生长象草;不同字母表示同一土壤不同外源 Cd 浓度下象草同一部位 Cd 含量的差异显著($P<0.05$)。

图 4 象草各部位 Cd 含量



源 Cd 浓度为 0,0.5,2.0 mg/kg 时,象草的富集系数均大于 1,对 Cd 表现较高富集性;在试验设置 Cd 浓度内,转运系数虽然均小于 1,但随着 Cd 浓度的增加,转运系数近似呈现缓慢上升的趋势,说明此时象草对 Cd 的吸收作用主要发生在根部,相对于地上部分对 Cd 的富集能力更强,这可能是因为象草根部分充分发挥了对 Cd 的抗逆性,根部对 Cd 的区室化、抗氧化酶系统对 Cd 诱导的活性氧基团(ROS)的清除、整合肽积累等作用都使得根部能积累更多的 Cd^[17]。象草属非 Cd 超富集植物,对 Cd 的累积量主要依赖于其生物量,但由于盆栽试验的缺陷,象草生物量与田间实际产量相差甚大,因而不能单纯通过累积量的大小来评价象草对 Cd 污染土壤的修复效果,只能做单因素的差异比较。象草地上部分对 Cd 的修复效率可直观评价象草对 Cd 的修复效果,结果表明在未添加外源 Cd 的土壤中修复效率最高,麻砂泥中象草地上部分修复效率高达 2.48%。按照此修复率计算,在本试验麻砂泥原土中(Cd 含量为 0.63 mg/kg)每年刈割 5 次象草,将土壤修复至《土壤环境质量 农用地土壤污染风险

管控标准(试行)》(GB 15618—2018)风险筛选值(Cd 0.30 mg/kg)范围内,需要约 6 年。刘沙沙等^[15]研究了在 Cd 浓度为 0.2,2.2,7.5 mg/kg 的土壤中三叶鬼针草、黑麦和印度芥菜的修复效率,其中在 Cd 浓度 2.2 mg/kg 土壤中的三叶鬼针草修复效率最大,为 2.04%。可见,象草仅地上部分修复效率就可超过 Cd 超富集植物三叶鬼针草植株的修复效率,体现了象草对土壤 Cd 的高修复能力。

表 3 各处理象草地上部分对土壤中 Cd 的累积量与修复效率

土壤类型	外源 Cd 浓度/ (mg · kg ⁻¹)	累积量/ (mg · pot ⁻¹)	修复效率/ %
紫泥田	0	0.03±0.00b	1.13±0.08a
	0.5	0.04±0.00b	0.71±0.06b
	2.0	0.08±0.00b	0.60±0.04b
	10.0	0.31±0.01a	0.59±0.04b
	20.0	0.33±0.01a	0.32±0.01b
麻砂泥	0	0.08±0.00c	2.48±0.15a
	0.5	0.05±0.00c	0.85±0.06b
	2.0	0.08±0.00c	0.64±0.04b
	10.0	0.22±0.01b	0.41±0.02b
	20.0	0.75±0.03a	0.72±0.06b

注:同种土壤同列不同字母表示各处理间差异显著(P<0.05)。

3.2 土壤类型对 Cd 在土壤—象草系统中迁移、累积的影响

Cd 在土壤—植物系统中的迁移、累积一般受 pH、有机质、黏粒含量、CEC、矿物类型等因素影响^[9,18]。pH 对土壤重金属有效态含量影响显著。H⁺ 会与 Cd²⁺ 竞争土壤胶体上带负电荷的吸附点位,土壤 pH 越高,H⁺ 浓度越低,由于竞争吸附减弱可导致被土壤胶体吸附的 Cd²⁺ 就越多;同时,游离的 OH⁻ 易与 Cd²⁺ 形成 CdOH⁺,原本的 Cd²⁺ 所需要的吸附点位从 2 个变为 1 个,使得土壤胶体的吸附容量增大,并且随着 pH 的升高形成沉淀物 Cd(OH)₂,使 Cd²⁺ 被固定而降低其活性^[19]。由表 1 可知,紫泥田的 pH 较麻砂泥高,分别为 6.1,5.0,紫泥田中的 Cd 较麻砂泥更容易被土壤胶体吸附,从而进入紫泥田中象草体内的 Cd 较少。

有机质是土壤保持重金属交换能力的主要因素,可以向土壤溶液中提供有机化学物质,它们作为螯合物可以增加植物对重金属的利用能力^[20]。由表 1 可知,麻砂泥有机质含量大于紫泥田,分别为 21.60,14.00 g/kg,这可能是麻砂泥中象草 Cd 富集性比紫泥田高的原因。另外,土壤颗粒表面官能团的类型也影响着 Cd 在土壤—植物系统中的迁移、累积。傅里叶红外光谱结果表明,麻砂泥相对于紫泥田具有更丰富的亲水性基团 O—H 和—COOH,含有这些基团的有机化合物与 Cd²⁺ 形成的络合物具有更高的亲水

性,更容易在土壤—植物系统中迁移,使得 Cd 具有更高的植物可利用性,从而进入麻砂泥中象草体内的 Cd 较紫泥田多^[21]。

黏粒含量也是影响重金属在土壤—植物系统中迁移转运的重要因素之一。紫泥田土壤颗粒较小,比表面积大,因此其对 Cd 的物理吸附作用较强^[20],进入紫泥田中象草体内的 Cd 较少。另外,CEC 可以反映土壤胶体的离子交换能力,CEC 越高,土壤胶体颗粒上可交换的阳离子数越多,土壤对 Cd 的离子交换吸附作用就越强,被固定的 Cd²⁺ 增多,进入植物体内的 Cd 减少^[20]。由表 1 可知,紫泥田 CEC 较麻砂泥高,这也可能导致进入紫泥田中象草体内的 Cd 较麻砂泥低。2 种土壤中象草 Cd 含量的差异还可能与土壤矿物类型有关。XRD 结果显示紫泥田主要组成矿物为单斜磷锌矿(Zn₂OHPO₄),麻砂泥的主要组成矿物为块磷铝矿(AlPO₄)和石英(SiO₂),组成矿物是长期风化、侵蚀等作用形成的稳定物质,矿物中的 Zn²⁺、Al³⁺、Si⁴⁺ 等元素难以释放而对 Cd 在土壤中的吸附产生影响,但不同的矿物组成其晶体层间距有所差异。一般认为,土壤矿物层间距越大,可扩散的阳离子数就越多,对 Cd 的固定作用就越强,Cd 就不易进入植物体内^[22]。在本研究中,麻砂泥的层间距虽比紫泥田大,但进入麻砂泥象草中的 Cd 较紫泥田多。这可能是受淋溶作用、外界条件变化以及营养元素的加入影响,致使层间距较大的麻砂泥中的 Cd 反而更容易释放出来^[23]。

3.3 象草修复 Cd 污染土壤的适用性评价

本研究结果表明,象草对 Cd 胁迫具有较好的耐性,且在外源浓度为 0,0.5,2.0 mg/kg 时富集性高,在无外源 Cd 添加时的修复效率最为可观,表明象草在中、轻度 Cd 污染土壤(Cd 0.6~1.2 mg/kg)的修复中应用性更强。

目前,象草主要用于畜禽养殖,对 Cd 污染土壤修复的象草若用于畜禽养殖,Cd 会通过食物链进入人体或再回到环境中产生污染。在本试验中,象草地上部分 Cd 含量范围为 0.8~26.6 mg/kg,大部分超出了植物性饲料原料限值(GB 13078—2017,1.0 mg/kg)。因此,用于 Cd 污染土壤修复的象草不宜用作畜禽养殖。随着我国经济的发展,我国板材市场日趋活跃,需求量巨大。象草是典型的木质纤维素植物,纤维平均长度、长宽比高,且壁腔小,若将象草用以板材制作,高效且操作简单,制作和使用过程中产生的重金属二次污染小,并且较目前采用的速生杨等木本植物更经济,环境包容性更强^[24];另外,象草在

500~650 ℃下高温热解的产物是第二代生物乙醇的制备原料,有望替代化石燃料燃烧发电^[25]。所以,将象草用于中、轻度 Cd 污染耕地修复,修复后的植物用作板材及能源原材料将可能是一种可复制、可推广的植物修复技术,能实现边生产边修复。

值得注意的是,本研究结果表明土壤类型对象草累积 Cd 的影响较大,因而象草在实际的 Cd 污染修复工程中还应考虑土壤之间的差异,因地制宜。

4 结 论

(1)象草对 Cd 胁迫表现较好的耐性。在紫泥田与麻砂泥 Cd 水平分别为 0.59~20.59,0.63~20.63 mg/kg 时,Cd 对象草未产生明显的生理毒害作用,象草对 Cd 的耐性指数均大于 0.5。

(2)象草对于 Cd 污染土壤的修复效果可观,在中、轻度 Cd 污染土壤中应用性更强。外源 Cd 浓度为 0,0.5,2.0 mg/kg 时修复效果较 10,20 mg/kg 时好,象草在麻砂泥原土中(Cd 浓度为 0.63 mg/kg)修复效率最高,为 2.48%。

(3)不同母质和理化性质的土壤,象草对 Cd 的修复效果不同,在利用象草进行 Cd 污染土壤修复时需根据土壤性质的不同有针对性的考虑。本研究结果表明在耕作土麻砂泥中象草修复效果较紫泥田好。

参考文献:

[1] 陈能场,郑煜基,何晓峰,等.全国土壤污染状况调查公报[J].中国环保产业,2014,36(5):1689-1692.

[2] 卢陈彬,刘祖文,张军,等.化学诱导剂强化植物提取修复重金属污染土壤研究进展[J].应用化工,2018,47(7):1531-1535.

[3] 孟楠,王萌,陈莉,等.不同草本植物间作对 Cd 污染土壤的修复效果[J].中国环境科学,2018,38(7):2618-2624.

[4] 王吉秀,祖艳群,李元,等.玉米和不同蔬菜间套模式对重金属 Pb,Cu,Cd 累积的影响研究[J].农业环境科学学报,2011,30(11):2168-2173.

[5] Ishii Y, Hamano K, Kang D, et al. Cadmium phytoremediation potential of napiergrass cultivated in Kyushu, Japan[J]. Applied and Environmental Soil Science,2015:1-6.

[6] 薛忠财,李纪红,李十中,等.能源作物甜高粱对镉污染农田的修复潜力研究[J].环境科学学报,2018,38(4):1621-1627.

[7] 王丽萍.巨菌草对镉污染土壤的修复特性研究[D].成都:四川农业大学,2016.

[8] 龙良琪.桂闽引象草[J].农村百事通,2012(7):57-57.

[9] Liu K, Lv J L, He W X, et al. Major factors influencing cadmium uptake from the soil into wheat plants[J].Ecotoxi-

cology and Environmental Safety,2015,113:207-213.

[10] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000:205-226.

[11] 史瑞和,鲍士旦,秦怀英.土壤农化分析[Z].2 版.北京:农业出版社,1998.

[12] 陈丽琼.比重计法测定土壤颗粒组成的研究[J].环境科学导刊,2010,29(4):97-99.

[13] 吴彬艳,邵冰洁,赵惠恩,等.11 种广义景天属植物对 Cd 的耐性和积累特性[J].环境科学学报,2017,37(5):1947-1956.

[14] 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.

[15] 刘沙沙,李彬,冯翔,等.3 种植物对镉污染土壤修复的试验研究[J].中国农学通报,2018,34(22):103-108.

[16] 蒋兴一,李景吉,钱美玲.三种菊科草本植物对重金属 Cd 污染土壤的修复效应实验研究[J].四川环境,2017,36(5):29-33.

[17] 姜成,申晓慧,周清波,等.Pb-Cd 复合胁迫对 3 种草本花卉抗氧化酶系统的影响[J].中国农学通报,2013,29(28):134-137.

[18] 唐海明,汤文光,肖小平,等.冬种黑麦草对 6 种水稻土重金属含量及晚稻不同器官重金属累积与分配的影响[J].作物学报,2012,38(6):1121-1126.

[19] Zeng F R, Ali S, Zhang H T, et al. The influence of Ph and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants[J]. Environmental Pollution,2011,159(1):84-91.

[20] 陈齐,邓潇,陈珊,等.典型土壤不同提取态 Cd 与水稻吸收累积的关系[J].环境科学,2017,38(6):2538-2545.

[21] Calace N, Liberatori A, Petronio B M, et al. Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals[J].Environmental Pollution, 2001,113(3):331-339.

[22] 蒋婷婷,喻恺,罗启仕,等.HDTMA 改性蒙脱土对土壤 Cr(VI)的吸附稳定化研究[J].环境科学,2016,37(3):1039-1047.

[23] Tan X F, Liu Y G, Gu Y L, et al. Immobilization of Cd(II) in acid soil amended with different biochars with a long term of incubation[J].Environmental Science and Pollution Research International, 2015, 22(16):12597-12604.

[24] 张继友.中国王草种质资源经济价值研究[D].海口:海南大学,2014.

[25] Crespo E, Graus M, Gilman J B, et al. Volatile organic compound emissions from elephant grass and bamboo cultivars used as potential bioethanol crop[J].Atmospheric Environment,2013,65(2):61-68.