2017年6月

2种轮作模式对镉污染土壤修复潜力的比较

陈璘涵¹,曾红远²,葛一陈²,曾清如^{1,2,*} 湖南农业大学资源环境学院、长沙 410128

摘 要 选取重金属 Cd 污染较严重的郴州矿区废弃农田土壤进行盆栽实验,以红叶甜菜-菊苣和菊苣-油葵作为研究对象,研究 2 种轮作模式对土壤重金属 Cd 的修复潜力。实验结果表明:3 种作物在轮作期间生长状态良好且对重金属都表现出较强的耐性及吸收积累能力。在红叶甜菜-菊苣轮作模式中,甜菜和菊苣的地上部分对 Cd 的富集系数(BCF)分别为 11.34 和 8.22;在菊苣-油葵轮作模式中,菊苣地下和地上部分对 Cd 的富集系数分别为 14.14 和 16.32,成熟油葵各个部位的富集系数都大于 1,其中,叶和果肉的富集系数分别为 2.57 和 2.19。因此,对于重金属 Cd 轻、中度污染的土壤来说,甜菜-菊苣轮作模式对于 Cd 的富集效果要优于菊苣-油葵。总的来说,利用这 3 种作物两两轮作的轮作模式,能充分利用四季的气候特点,并能在不影响作物产量的前提下大大提高作物对重金属的提取总量。

关键词 轮作;重金属污染;农业种植模式;大生物量;植物修复

中图分类号 X53 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2017)06-3873-6 **DOI** 10.12030/j.cjee.201603031

Comparison of remediation potential for two crop rotation patterns on Cd contaminated soils

CHEN Linhan¹, ZENG Hongyuan², GE Yichen², ZENG Qingru^{1,2,*}

College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China

Abstract In this study, soil collected from farmland in Chenzhou polluted with the heavy metal Cd was used to conduct pot experiments. These were used to study the repair potential of planting patterns featuring pairing of two crop species, edible-leaf-beet with endive, and endive with oil sunflower, for extracting heavy metals from polluted soil. The experimental results showed that three kinds of crops grew in good condition during the planting period, and showed good tolerance and capacity for absorption of heavy metals. In the planting pattern edible-leaf-beet-endive pairing, the concentration coefficient (BCF) of the above-ground part of the beet and endive reached 11.34 and 8.22, respectively; while in the endive-oil sunflower pairing, the concentration coefficients of each part of mature oil-sunflowers were greater than '1'; among which parts the concentration coefficient of the leaf and flesh reached 2.57 and 2.19, respectively, and the flesh oil-yield was high. For soil slightly and heavily polluted with the heavy metal Cd, the concentration effect from planting the beet-endive pair for Cd, was better than that from the endive-oil sunflower pair. In general, crop rotation of these three crops could make full use of the climate characteristics of the four seasons, and greatly improve the amount of heavy metals extracted by these crops, while not affecting the crop yield.

Key words rotation; heavy metal pollution; agricultural planting pattern; large biomass; phytoremediation

随着我国经济的发展和对金属资源需求的日益增大,冶金、采矿行业迅猛发展,由此引发的多种环境问题尤其是矿区周围的重金属污染问题逐渐引起了人们的强烈关注^[1-2]。湖南是著名"有色金属之乡",矿产资源十分丰富^[3-4]。据调查,湖南省有色金属开发所引起的 Cd、Pb、As 和 Hg 等重金属土壤污染面积

基金项目:环境保护部公益性行业科研专项(201009047);湖南重金属污染耕地修复及农作物种植结构调整试点项目(农办财函(2014)28)

收稿日期:2016-03-03;录用日期:2016-06-27

第一作者:陈璘涵(1989—), 男, 硕士研究生, 研究方向: 土壤重金属污染治理与修复。 E-mail: 417660884@ qq. com

^{*} 通信作者, E-mail: qrzeng@163.com

高达 2.8 万 km², 占全省总面积的 13% [5]。矿区周边的蔬果、粮食和饮用水都受到了不同程度的污染, 当地癌症和其他慢性疾病的发病率远高于其他地区 [69]。

植物修复相对化学、物理等其他修复方法属于环境友好型、安全、低成本的重金属污染治理措施[10-11],已经在矿区重金属污染和场地污染治理中得到了应用。在植物修复的发展历程中,至今已发现多种 Cd 的单重金属超富集植物[12],但这些超富集植物生物量小、生长缓慢、对于环境的适应性较差,在农田中难以正常生长,对重金属的富集修复很难达到预期效果[13-15]。因此,在修复重金属污染土壤的研究中,找到对重金属耐受能力强、大生物量、对环境温度和干湿度适应性强的大生物量农作物来进行修复[16-17],相对于超累积植物在实际运用中具有非常明显的优势,还能在修复重金属污染的同时带来一定的经济效益[18],更符合发展需求。已有的对轮作模式的研究大多集中在春夏季作物轮作模式,而对冬季作物的相关研究还未见报道。红叶甜菜是我国长江流域地区广泛栽培的蔬菜;菊苣是常见的牧草,在夏季生长旺盛期可以多次刈割,有良好的抗旱、耐寒特性,一年四季均可栽种;油葵是南方较常见的油料经济作物,从育种到收获只需要 60 d 左右的时间,可作为生物柴油的生产方式,经济价值高[19-20],将它们应用到重金属污染的农田容易被当地农民接受,且这 3 种作物不仅地上部分生物量大而且都对重金属有很强的耐性和吸收富集的能力。

以红叶甜菜-菊苣和菊苣-油葵的轮作模式研究对土壤中 Cd 污染的修复潜力。目的在于研究这些作物在中低浓度 Cd 污染土壤的富集特性及季节、环境适应性,探究在重金属污染地区利用红叶甜菜-菊苣和菊苣-油葵 2 种轮作模式代替传统水稻-蔬菜轮作模式及对复垦或治理重金属污染农田的可行性,以期在轻、中度重金属污染土壤农田修复推广新型轮作模式提供技术参考。

1 材料和方法

1.1 供试土壤与作物

供试土壤用采自湖南桂阳县官溪村重金属污染农田,其基本理化性质如表1所示。

表 1 土壤的基本理化性质与重金属本底值

Table 1 Soil physiochemical properties and the background value of heavy metal

	CEC/	有机质/	As/	Cu/	Zn/	Pb/	Cd/
	(cmol \cdot kg $^{-1}$)	$(g\boldsymbol{\cdot}kg^{-1})$	(mg \cdot kg $^{-1}$)				
供试土样	16. 32	24. 37	32	46. 02	243. 01	322. 2	1. 55

以中国《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)为依据来评价土壤污染程度。农田区土壤属于二级标准,研究区域土壤 pH 值为 6.21,属于偏酸性土壤(pH < 6.5),因此,其重金属限定值如表 2 所示。

表 2 国家土壤环境质量标准中的重金属限定值

Table 2 Limited value of heavy metals in national environmental quality standards of soil $mg \cdot kg^{-1}$

土壤类型	Cu	Zn	Pb	Cd	As	
偏酸性	50	200	250	0.3	30	

由此可见,实验土壤中 Cd 污染最为严重,与 GB 15618-1995《土壤环境质量标准》的自然背景值相比, 盆栽中重金属 Cd 的含量超标 5.1 倍。其次还伴随有一定程度的 As、Zn 与 Pb 污染, Cd 是本研究考虑的主要修复指标。

实验作物:红叶甜菜(Beta vulgaris L. var. cicla L.)、菊苣(Cichorium intybus L.)和油葵(Helianthus annuus Linn.),实验作物均为市售常规品种。

1.2 实验设计

采用上缘口径 25 cm,下缘口径 20 cm,高 30 cm 的花盆进行盆栽实验。每盆装风干后过 2 mm 筛的土

壤 8.0 kg,用去离子水调至持水率(WHC) 60%,放置 5 d,使土壤保持湿度均匀。随后,播轮作物种子各 20 粒/盆,植物发芽 7 d 后间苗,甜菜和菊苣每盆留 3 株,油葵每盆留 2 株。每组实验设 3 个重复。12 月底分别种植红叶甜菜和菊苣,于间苗时取样分别测定生长期重金属含量 60 d 后取样测定成熟期植物各部分的重金属含量。来年 4 月份在菊苣收获后的盆栽土中轮作油葵,于开花 7 d 后及果实成熟后分别采样分析,同年 4 月在红叶甜菜收获后的盆栽土中轮作菊苣,于成熟期间隔 20 d 刈割一次,对割下的地上部分进行清洗、烘干后粉碎后保存。

1.3 修复潜力的计算

植物各组织部位对重金属的富集系数 BCF = 植物各部位重金属的含量/土壤中重金属的含量。

植物地上部分提取重金属总量 = 茎的生物量 × 茎中重金属浓度 + 叶的生物量 × 叶中重金属浓度 + 花的生物量 × 花中重金属浓度 + 果实的生物量(包括果壳和籽实)×果实中重金属浓度。

植物地下部分提取重金属总量=根的生物量×根中重金属的浓度

单株植物提取总量 = 植物地上部分提取重金属总量 + 植物地下部分提取重金属总量

植物的生物量为干物质量。植物收获时,随机采取每个盆栽单位的3株完整植物,计算平均每株完整植物体的干物质量。

1.4 样品采集及重金属的测定

采集到的植物地上部分和地下部分,用自来水冲洗,再用去离子水清洗干净,滤干水分,在105 ℃下杀青 2 h,80 ℃烘干至恒重后,用研磨机研磨成粉,装袋备用。采集相对应的盆栽土壤,样品搅匀后自然风干,磨碎混匀,分别过10 目和80 目尼龙筛备用,用于测土壤重金属有效态与总量。

土壤样品采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解,用 ICP(ICPMA8300, Perkinelmer)测定,土壤有效态 Cd 用 0.1 mol·L⁻¹ HCl 提取;植物样品采用 HNO₃-HClO₄ 消解,用 ICP(ICPMA8300, Perkinelmer)测定及原子吸收石墨炉(GTA120, Varian)测定。

土壤样品测定采用 GBW 07428(GSS-14)土壤成分分析标准物质进行质量控制;植物样品测定采用 GBW 07602(GSV-1)国家一级标准物质进行质量控制。

1.5 数据处理

盆栽实验重复3次,所得实验数据使用 Excel 2013 软件分析,所有数据均用平均值加标准偏差表示。

2 结果和讨论

土壤。

2.1 2 种轮作模式中各作物的 Cd 富集

2.1.1 红叶甜菜-菊苣轮作模式

在红叶甜菜-菊苣轮作模式中 (表 3),生长期红叶甜菜体内 Cd 积累量为 2.61 mg·kg⁻¹,高于修复前土壤 Cd 含量且富集系数大于 1。Cd 积累量在红叶甜菜体内随时间增长明显,成熟期根部和叶的 Cd 含量分别为 28.68 mg·kg⁻¹和 16.44 mg·kg⁻¹,远高于生长期植物体内的含量,富集系数分别为 18.51 和 10.61,显示对 Cd 积累能力较强。菊苣生长期虽然 Cd 含量较高,但未表现出肉眼可见的重金属毒害作用,有学者认为是由于重金属镉、铜离子被隔离在种皮外部^[21]。成熟后,3 次刈割时地上部分 Cd 含量分别为 11.92、5.75 和 3.53 mg·kg⁻¹。菊苣地上部分生长状况随刈割次数增加略微减弱,地上部分生物量依旧较大,第 3 次刈割时,地上部分平均高度仍大于 30 cm。3 次刈割时 Cd 的富集系数分别为 7.69、3.71 和 2.45,表明菊苣对 Cd 的积累能力随着刈割次数逐渐递减,但由于菊苣在春夏季节生长迅速,可多次刈割,因此菊苣对重金属 Cd 的积累能力总体较高。红叶甜菜已经是一种优良的 Cd、Pb,Zn 复合污染植物修复材料^[22],Zn 浓度的提高可在一定程度上提高红叶甜菜对 Cd 的积累量^[23],我们的结果与其相类似。菊苣在低于 20 mg·L⁻¹的外源 Cd 添加时不会产生胁迫作用^[24],因此,其能在高 Cd 污染土壤中正常生长并积累较高浓度的隔^[25],而我们的实验结果显示,其同样适用于轻中度污染土壤的修复。Cd 主要分布在菊苣的叶和红叶甜菜的根和芽中^[26],因此红叶甜菜-菊苣轮作模式适宜修复 Zn 和 Cd 复合污染

表 3 甜菜-菊苣轮作模式对 Cd 的富集

Table 3 Enrichment of beet-chicory model on Cd

		甜菜		菊苣				
	_	生长期	成熟期	生长期	第1次	第2次	第 3 次	第 4 次
14. 1	Cd 浓度/(mg・kg ⁻¹)	2. 61 ± 0. 07	16. 44 ± 0. 10	10. 32 ± 0. 11	11. 92 ± 0. 10	5. 75 ± 0. 13	3. 53 ± 0. 11 d	2. 42 ± 0. 07
地上 部分	富	1.68 ± 0.06	10. $61 \pm 0. 13$	6.66 ± 0.13	7. 69 ± 0.11	3.71 ± 0.11	2.28 ± 0.10	1. 56 ± 0.04
	生物量/(干重 g・株 -1)	1.32 ± 0.04	24.94 ± 3.04	1. 76 \pm 0. 03	29. 99 ± 3. 03	30.05 ± 3.19	29. 95 ± 2. 18	29. 97 \pm 3. 61
1.1. T	Cd 浓度/(mg·kg ⁻¹)	3. 43 ± 0. 11	28.68 ± 0.46	7. 58 ± 0.12	7. 98 \pm 0. 11	10. 92 ± 0. 11	15. 38 ± 0.11	17. 19 ± 0. 08
地下部分	富	2.21 ± 0.03	18. 53 \pm 0. 15	4.89 ± 0.09	5. 15 ± 0.10	7.05 ± 0.10	9.92 ± 0.07	11. 09 \pm 0. 98
HP 23	生物量/(干重 g・株 -1)	0.65 ± 0.03	8.44 ± 0.05	0.87 ± 0.04	7. 56 ± 0.05	9. 13 ± 0.05	10.95 ± 0.12	12. 13 \pm 0. 21

2.1.2 菊苣-油葵轮作模式

在菊苣-油葵轮作模式中(表 4),菊苣对重金属 Cd 的积累效果非常明显,生长期 Cd 含量为9.34 mg·kg⁻¹,富集系数为4.40。成熟期根部和地上部分 Cd 含量分别为 20.51 mg·kg⁻¹和 23.67 mg·kg⁻¹,且地上部分含量高于根部,富集系数分别为 14.24 和 16.44。于 4 月份菊苣收割后轮作油葵,在开花期及成熟期分别采样分析,结果表明,随着时间增长,油葵体内各部位 Cd 含量呈递增趋势,成熟期各部位 Cd 含量都在开花期的 1.45 倍以上。成熟期 Cd 含量最高的部位为根、叶和果肉, Cd 含量分别为 5.57、3.72 和 3.18 mg·kg⁻¹。AL-DHAIBANI^[27]证明了向日葵在 2 个生长季后可使 Cd 本底值为 124.6 mg·kg⁻¹的土壤 Cd 含量下降 67% ~72%,本实验中油葵 Cd 积累效果不如菊苣,可能与土壤有效态 Cd 含量及生长环境有关。JADIA 等^[28]已证实油葵适合应用于 50 mg·kg⁻¹以下 Cd 污染土壤的植物修复,对 Cd 的积累效果随温度升高呈下降趋势。实验表明,油葵秸秆的生物量较大,对 Cd 的吸附能力显著^[29],有人证明油葵也是 Pb 的理想修复植物^[30]。因此,菊苣-油葵轮作模式可用于 Pb 和 Cd 复合污染土壤的植物修复。

表 4 菊苣-油葵轮作模式对 Cd 的富集

Table 4 Enrichment of chicory-Oil Sunflower model on Cd

- 菊苣	地	上下	地上		
% 巨	生长期	成熟期	生长期	成熟期	
	7. 23 ± 0. 13	20. 51 ± 2. 21	9. 34 ± 0. 16	23. 67 ± 0. 21	
富集系数	4.66 ± 0.11	13.23 ± 0.62	6.03 ± 0.21	15. 27 \pm 0. 14	
生物量/(干重 g・株 ⁻¹)	0.88 ± 0.13	9.72 ± 1.21	1.53 ± 0.32	30.08 ± 3.91	

	地下		地上							
油葵	4L 12 #m	44 44	生长期		成熟期					
	生长期	成熟期	茎	叶	花盘	茎	叶	花盘	果壳	果肉
Cd 浓度/	2. 64 ±	5.57 ±	1.32 ±	2. 56 ±	1.32 ±	1.97 ±	3.72 ±	1.94 ±	1.78 ±	3.18 ±
(mg \cdot kg $^{-1}$)	0.08	0. 17	0.11	0. 13	0. 12	0. 14	0. 10	0. 10	0. 12	0.09
富集系数	1.70 ±	3.59 ±	0.85 ±	1.65 ±	0.85 ±	1. 29 ±	2.40 ±	1. 25 ±	1.15 ±	2.05 ±
苗来尔奴	0. 12	0.06	0.09	0.18	0.09	0. 11	0.10	0.11	0. 13	0. 11
生物量/	100.39 ±	154. 39 ±	95. 32 ±	29.71 ±	38.76 ±	125. 12 ±	34.84 ±	56.39 ±	13.02 ±	67. 98 ±
(干重 g・株 -1)	3.98	5. 98	0.13	2. 94	4. 82	3. 92	2. 98	5. 37	2. 92	6. 23

2.2 2 种模式对土壤中 Cd 修复效率

在本实验的 2 种轮作模式下(甜菜和菊苣每盆 3 株,油葵每盆 2 株),植物幼苗均能正常生长,且长势旺盛,成熟期红叶甜菜和菊苣和油葵平均高度分别为 25、40 和 90 cm,未呈现明显重金属毒害作用。植物修复提取重金属的有效性主要由植物对重金属的提取总量决定,提取总量分为植物对重金属的积累能力和植物的生物量两个方面[31]。本实验中每种轮作物对 Cd 的提取量都很高(表 5),其中提取效果最好的是春夏季栽种的油葵,每盆油葵地下部分

表 5 2 种模式中的 Cd 提取量
Table 5 The extraction of Cd from two models

		mg · pot -
	地下部分	地上部分
菊苣(冬季)	0.20 ± 0.03	0.71 ± 0.09
油葵	0.86 ± 0.10	0.72 ± 0.08
红叶甜菜	0.24 ± 0.04	0.41 ± 0.03
菊苣(夏季)	0.53 ± 0.05	0.71 ± 0.07

可提取 0.86 mg 的 Cd,地上部分可提取每盆 0.72 mg 的 Cd,高于其他 3 种作物。其次是春夏季种植的菊苣,地下部分 Cd 提取量高于冬季种植的菊苣,每盆菊苣地下部分提取量达每盆 0.53 mg,地上部分 Cd 提取量与冬季菊苣相当,均达到每盆 0.71 mg。红叶甜菜对 Cd 的提取总量不及菊苣和油葵,地下部分提取量与冬季菊苣相当,地上部分提取量为每盆 0.41 mg。

植物修复效率是指修复前后土壤中重金属之差与修复前土壤中重金属的比值。2种模式对 Cd 污染土壤的修复效率见表 6。2种模式的植物收获后,土壤 Cd 总量和有效态含量均有不同程度的降低,污染土壤在种植植物前,重金 Cd 的含量超过了国家土壤环境质量标准中的重金属限定值,但种植红叶甜菜,菊苣,油葵后,底泥中重金属 Cd 的含量有所降低。其中,甜菜-菊苣轮作模式对土壤的修复效率较高,轮作之后土壤有效态 Cd 含量减少了 0.17

表 6 2 种种植模式对 Cd 污染土壤有效态镉的修复效率 Table 6 Remediation efficiency of two planting patterns on Effective state Cd contaminated soil

 轮作模式	土壤有效态 Cd 含量/(mg・kg ⁻¹)						
北作侠八	修复前	修复后	修复效率				
甜菜-菊苣	0.73	0. 56 ± 0. 04	23. 29%				
菊苣-油葵	0.73	0.58 ± 0.05	20. 55%				

 $mg \cdot kg^{-1}$,降低百分率为 23. 29%。 菊苣-油葵轮作后土壤有效态 Cd 含量减少了 0. 15 $mg \cdot kg^{-1}$,这表明 2 种轮作模式对被重金属 Cd 污染的土壤都具有一定的修复价值。

3 结论

- 1)在红叶甜菜-菊苣轮作模式中,甜菜和菊苣地上部分的 Cd 富集系数(BCF)分别为 11.34 和 8.22;在 菊苣-油葵轮作模式中,菊苣地下和地上部分的 Cd 富集系数分别为 14.14 和 16.32,成熟油葵各个部位的 Cd 富集系数都大于 1,表明这 3 种作物对重金属 Cd 有较好的积累效果。
- 2)对于重金属 Cd 轻、中度污染的土壤来说,甜菜-菊苣轮作模式对于 Cd 的富集效果要好于菊苣-油葵。一次轮作对土壤有效态 Cd 的修复效率达 23.29%。
- 3)采用这2种轮作模式,不受季节限制,3种作物在轮作期间生长状态良好,作物脱毒后进行简单重金属脱除处理后可作为饲料产生经济效益。所以,2种轮作模式都是在合理利用重金属污染土壤并降低风险的同时,逐步修复污染土壤。

参考文献

- [1] NATERAJAN K A, SUBRAMAMNIAN S, BRAUN J J, Environmental impact of metal mining-biotechnological aspects of water pollution and remediation-an Indian Experienc [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2006, 88 (1-3):45-48
- [2] LIM T T, CHUI P C, GOH K H. Process evalution for optimization of EDTA use and recovery for heavy metal removal from a contaminated soil[J]. Chemosphere, 2005, 58(8):1031-1040
- [3] 蒋颖, 胡雪峰, 舒颖,等. 采矿活动对稻田土壤重金属累积与酶活性的影响[J]. 土壤通报, 2015(2):494-501
- [4] 戴塔根. 湖南有色金属生产矿山扩大接替资源的对策[J]. 地质通报, 2005, 24(11):1013-1015

- [5] 郭朝辉,朱永官. 典型矿冶周边地区土壤重金属污染及有效性含量[J]. 生态环境,2004,24(5):27-30
- [6] 曾清如,杨仁斌,铁柏清,等. 郴县东西河流域重金属污染农田的防治技术和生态利用模式[J]. 农业环境保护,2002,21 (5):428-431
- [7] 张慧智,刘云国,魏薇,等. 湖南省矿山尾砂土壤污染现状分析[J]. 矿冶工程,2004,24(5):27-30
- [8] 佘玮,揭雨成,邢虎成,等. 湖南冷水江锑矿区苎麻对重金属的吸收和富集特性[J]. 农业环境科学学报,2010,29(1): 91-96
- [9] 曾敏,廖柏寒,曾清如,等. 湖南郴州、石门、冷水江 3 个矿区 As 污染状况的初步调查[J]. 农业环境科学学报,2006,25 (2);418-421
- [10] WEBER O, SCHOLZ R W, BÜHMANN R, et al. Risk perception of heavy metal soil contamination and attitudes toward decontamination strategies [J]. Risk Analysis, 2011, 21(5):967-977
- [11] WIESHAMMER G, UNTERBRUNNER R, GARCÍA T B, et al. Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by Salix ssp. and in tercropping of Salix caprea and Arabidopsis halleri[J]. Plant and Soil, 2007, 298(1-2):255-264
- [12] 何兰兰,角媛梅,王李鸿,等. Pb、Zn、Cu、Cd 的超富集植物研究进展[J]. 环境科学与技术,2009,32(11):120-123
- [13] HAMMER D, KAYSER A, KELLER C. Phytoextraction of Cd and Zn with salix viminalis in field trial [J]. Soil Use and Management, 2003, 19(3):187-192
- [14] CHERIAN S, OLIVEIRA M M. Transgenic plants in phytoremediation: recent advance and new possibilities [J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39 (24):9377-9390
- [15] ZHUANG P, YANG Q W, WANG H B, et al. Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field [J]. Water, Air and Soil Pollution, 2007, 184 (1-4):235-242
- [16] DICKINSON N M. Strategies for sustainable woodland on contaminated soil[J]. Chemosphere, 2000, 41 (1-2):259-263
- [17] 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
- [18] 李立. 传统农区不同轮作模式对土壤重金属污染的影响[J]. 生态环境学报,2012,21(10):1756-1762
- [19] 薛志忠,吴新海. 国内外生物柴油研究进展[J]. 现代农业科技,2010,16:293-297
- [20] 邓一蕾. 葵油制取生物柴油的工艺技术研究[D]. 石家庄:河北科技大学,2010
- [21] 丁园, 刘继东, 史蓉蓉,等. 镉对黑麦草和菊苣幼苗生长的影响[J]. 种子,2008,27(11):15-16
- [22] PONIEDZIAŁEK M, SEKARA A, JEDRSZCZYK E, et al. Phytoremediation efficiency of crop plants in removing cadmium, lead and zinc from soil[J]. Folia Horticulturae, 2013, 22(2):25-31
- [23] Farhad B, Javad T S, Malakouti M H, et al. Effect of zinc and cadmium on growth, chlorophyll content, photosynthesis, and cadmium concentration in red beet [J]. Iranian Journal of Soil Research, 2010, 24(1):31-41
- [24] 詹金熹, 陶宗娅, 罗学刚,等. 菊苣幼苗对铯、镉的生理响应[J]. 农业环境科学学报, 2013(5):902-909
- [25] 谷超,梁隆超,陈卓.4种牧草植物对红枫湖底泥中重金属污染的植物修复研究[J].环境工程,2015,33(7);148-151
- [26] SEKARA A, PONIEDZIAŁEK M, CIURA J, et al. Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: Implications for phytoremediation [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2005, 14(4):509-516
- [27] AL-DHAIBANI A N, EL-NAKHLAWY F S, ALSOLAIMANI S G, et al. Phytoremediation of cadmium contaminated soil by sunflower [J]. Australian Journal of Basic & Applied Sciences, 2013, 7(7);888-894
- [28] JADIA C D, FULEKAR M H. Phytoremediation: the application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant [J]. Environmental Engineering & Management Journal, 2008, 7(5):547-558
- [29] SMALLEY I, SMALLEY G, O' HARA-DHAND K, et al. Sunflower stalks as adsorbents for the removal of metal ions from wastewater [J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 1998, 37 (4):1324-1328
- [30] SIMON L, MARTIN H W, ADRIANO D C. Chicory (Cichorium intybus L.) and dandelion (Taraxacum officinale Web.) as phytoindicators of cadmium contamination [J]. Water Air & Soil Pollution, 1996, 91 (3-4):351-362
- [31] MCGRATH S P, ZHAO F J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils [J]. Current Opinion in Biotechnology, 2003, 14(3);277-282