

王 帅,黄德娟,黄德超,等. 蕹菜对铀的富集特征及其形态分析[J]. 江苏农业科学,2016,44(8):266-268.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.08.076

蕹菜对铀的富集特征及其形态分析

王 帅¹,黄德娟^{1,2},黄德超²,张如金²,周 环²

(1. 东华理工大学水资源与环境工程学院,江西南昌 330013; 2. 东华理工大学化学生物与材料科学学院,江西南昌 330013)

摘要:以盆栽江西原种大叶蕹菜作为供试作物,铀矿区污染土壤作为供试土壤,采用改良的亚钛还原钒酸铵滴定法及改进的BCR提取方法,研究重金属元素铀在污染土壤和蕹菜的富集作用和赋存形态。结果表明,蕹菜对铀的富集系数在0.5左右,是一种低积累农作物,其中,蕹菜对土壤中铀的富集主要是根部;当土壤铀浓度为27.900 mg/kg时,其土壤中铀的主要赋存形态是残渣态,而其他4个处理组土壤铀的主要赋存形态是弱酸提取态和可还原态。

关键词:蕹菜;铀;富集;化学形态;土壤

中图分类号: X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)08-0266-03

20世纪50年代以来,随着核电事业在我国得到高度重视,铀矿冶工业取得突飞猛进的发展,已经探明的大小铀矿床有200多个,其中85%主要分布在湘、赣、粤等地区^[1]。铀矿在开采过程中,会长时间占用、破坏、甚至污染土壤,导致我国许多铀矿区附近的土壤被伴生的重金属污染,严重影响附近居民的生存和人体健康。土壤重金属污染已成为突出的全球性问题^[2]。

BCR提取法^[3]适合于污染土壤样品的分析测定,现已成为国内外研究土壤、沉积物重金属污染形态最为广泛的方法。BCR提取法经过多次的试验比对和改进,目前步骤相对较少,形态之间串相不严重,普遍得到业界的广泛认可和应用^[4]。本试验采用改进的BCR提取法^[5-6]及东华理工大学水资源与环境工程学院的发明专利“改进的亚钛还原钒酸铵滴定法”^[7-8]微量测定土壤中铀的赋存形态,以探讨蕹菜对铀的富集作用及其在土壤中的赋存形态,为研究该区域土壤重金属污染治理与生态修复提供科学依据,并对农业生产和居民的健康提供理论指导。

1 材料与方法

收稿日期:2016-03-11

基金项目:国家自然科学基金(编号:41361088);江西省教育厅重点科技项目(编号:GJJ13473)。

作者简介:王 帅(1990—),男,河南洛阳人,硕士研究生,主要从事矿区土壤重金属污染与修复研究。E-mail: 1083372602@qq.com。

通信作者:黄德娟,教授,硕士生导师,主要从事环境污染治理等领域研究。E-mail: 851750880@qq.com。

1.1 供试材料与预处理

选取江西原种大叶蕹菜(*Ipomoea aquatica* spinach)种子作为供试材料,将种子用蒸馏水浸泡3 h;采用药液浸种消毒法,用1% CuSO₄溶液浸泡种子消毒10 min;用自来水冲洗数次,蒸馏水冲洗3次;用滤纸将水吸干,温水浸泡,置于生化培养箱进行光照培养,待长出嫩尖,挑选长势均匀的种子进行播种^[9]。供试土壤为黄棕壤,pH值为6.37,有机质含量为5.1%,阳离子交换量(CEC)为11.36 cmol/kg,有效氮、有效磷、有效钾含量分别为48.64、28.31、44.69 mg/kg。

氮肥、磷肥、钾肥的配制^[10]:称取过3 mm筛的风干土样,每盆加入2.5 kg供试土壤,以溶液形式加入尿素3 g/盆、KCl 1 g/盆、KH₂PO₄ 1 g/盆,混合均匀;将土样进行机械搅拌,加250 mL蒸馏水湿润,土壤室温陈化2周,待用。

1.2 试验方法

试验采用单因子5水平均匀设计,重金属铀污染浓度设计为:CK₀(对照组),土壤几乎无污染,铀浓度为2.76 mg/kg,接近全国土壤背景值2.79 mg/kg^[11],远低于江西省土壤背景值4.40 mg/kg^[12];CK₁,土壤铀浓度为11.475 mg/kg;L₁,土壤铀浓度为16.665 mg/kg;L₂,土壤铀浓度为22.245 mg/kg;L₃,土壤铀浓度为27.900 mg/kg。将铀溶液按试验设计浓度添加到土壤中,陈化2周,保持土壤含水率达到田间持水率的60%;每盆播蕹菜种15粒,待幼苗生长到2~3周开始间苗,每盆定长势均匀的优势植株8株,每一处理重复3次;蕹菜栽种40 d成熟,整株收获;将植株分为根部和地上部,分别用自来水和蒸馏水洗净,晾干,并称鲜质量;将蕹菜105℃杀青30 min,80℃烘干48 h,称干质量,计算含水率;用研钵研碎,过0.25 mm筛,经进一步碳化、灰化处理,得粉末状植物样

[16]覃文更,黄承标,韦国富,等. 木论林区枯枝落叶层的水文作用及其养分含量的研究[J]. 森林工程,2004,20(4):6-8.

[17]Kadeba O. Above-ground biomass production and nutrient accumulation in an age sequence of *Pinus caribaea* stands[J]. Forest Ecology & Management, 1991, 41(3/4):237-248.

[18]赵九洲,陈松笔. 基质与氮磷钾比例对蝴蝶兰(*Phalaenopsis hybridum*)生长发育的影响[J]. 园艺学报,2000,27(5):383-

384.

[19]董远斋,王四清. 氮磷钾配比对大花蕙兰花芽分化及开花品质的影响[J]. 北京林业大学学报,2005,27(3):76-78.

[20]刘 乡,刘大会,杨特武,等. 氮、钾对盆栽药菊的生长、产量及品质影响[J]. 中药材,2007,30(11):1356-1359.

[21]刘大会,杨特武,朱端卫,等. 不同钾肥用量对福田河白菊产量和质量的影响[J]. 中草药,2007,38(1):120-124.

品,装袋密封保存,待测。将盆栽土壤风干,剔除植物残体和碎石,过 100、200 目筛,灰化处理,装袋密封保存,待测,用于铀形态分析^[5]。采用改进的 BCR 提取法^[5-6]及改进的亚砷还原钒酸铵滴定法^[7-8]测定铀含量。

1.3 数据统计分析

富集系数^[13-14]计算公式为:

$$\lambda = C_{si}/C_{si0}$$

式中: λ 表示某种蔬菜的富集系数; C_{si} 表示蔬菜中重金属 i 的含量, C_{si0} 表示土壤中重金属 i 的含量,单位均为 mg/kg。转移系数^[14]计算公式为:

$$TF = C_1/C_2$$

式中: TF 表示转移系数; C_1 表示地上部分吸收的重金属含量, C_2 表示根部吸收的重金属含量,单位均为 mg/kg。利用 SPSS 17.0 软件进行蔬菜铀含量、生物有效态含量与土壤铀含量的相关性分析,采用 Origin 9.0 作土壤铀化学形态分布图,采用 Excel 对数据进行处理分析。

2 结果与分析

2.1 污染土壤与蔬菜铀富集与转移特征

由表 1、图 1 可见,对照组 CK_0 的整株蔬菜对土壤铀的富集系数相对最高,高于其他 4 个处理;5 个试验处理的蔬菜地上部对土壤铀的富集能力基本一致,而根部对铀的富集能力有明显差异,这说明蔬菜对土壤铀的富集主要在根部;蔬菜整个植株对铀的富集系数在 0.5 左右,蔬菜对铀是一种低积累作物。由图 2 可见, CK_1 处理的蔬菜转移系数相对最大;随着土壤铀浓度的增加,蔬菜对铀的转移系数逐渐下降。结合蔬菜的生理特征与生物量情况,低浓度铀能够促进蔬菜的生长,高浓度铀抑制蔬菜的生长;当土壤铀浓度超出国家土壤背景值 6~10 倍时,蔬菜对铀的转移能力显著降低。

表 1 各处理蔬菜的铀含量

处理	铀含量 (mg/kg)		
	地上部	根部	总量
CK_0	0.52	1.04	1.56
CK_1	2.08	2.60	4.68
L_1	3.12	4.68	7.80
L_2	4.16	6.76	10.92
L_3	5.20	8.84	14.04

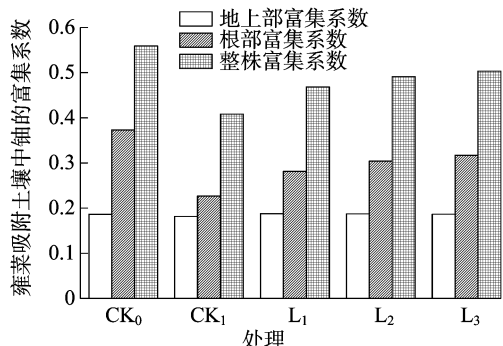


图1 蔬菜各部位吸附铀的富集系数

2.2 土壤中铀的化学形态分析

由图 3 至图 7 可知,除 L_3 处理组残渣态铀含量占总量的 71.47%,是该组的主要赋存形态外,其他 4 组弱酸提取态和

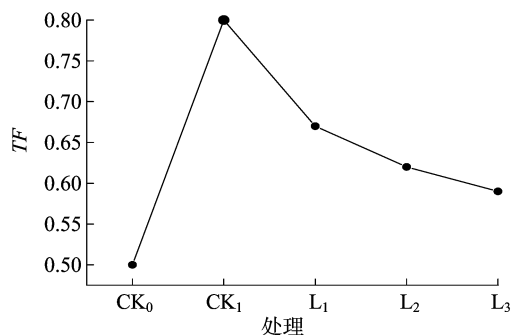


图2 蔬菜对铀的转移系数

可还原态铀含量比例占 70% 左右,是铀在土壤中的主要赋存形态,土壤中铀的残渣态含量几乎都高于可氧化态含量; CK_0 处理组铀的弱酸提取态 (S1)、可还原态 (S2)、可氧化态 (S3)、残渣态 (S4) 占比分别为 25.45%、40.29%、10.60%、23.66%,这说明该组土壤中铀的赋存形态主要是弱酸提取态和可还原态,铀的生物可利用态含量高,有利于蔬菜富集土壤中的铀 (图 3); CK_1 处理的 S1、S2、S3、S4 占比分别为 44.78%、39.42%、4.59%、11.21%,其中, S1 与 S2 之和为 84.2%,明显高于 CK_0 的 65.74%,是该组土壤中铀的主要赋存形态,这大大提高了土壤中铀的迁移能力,有利于蔬菜的生长与富集 (图 4); L_1 、 L_2 处理的 S1、S2、S3、S4 占比分别为 36.97%、44.60%、11.15%、7.28%,33.97%、43.05%、10.68%、12.30%,其中, S1 与 S2 之和分别为 81.57%、77.02%,是铀在土壤中的主要赋存形态,高比例的生物有效态含量可以提高土壤中铀的迁移能力和蔬菜的富集能力 (图 5、图 6); L_3 处理的 S1、S2、S3、S4 占比分别为 3.00%、23.65%、1.88%、71.47%,其中, S4 态铀的含量占到总量的绝大部分,是该组污染土壤中铀的主要赋存形态,大大降低了土壤中铀的迁移能力,蔬菜富集能力也随之降低 (图 7)。

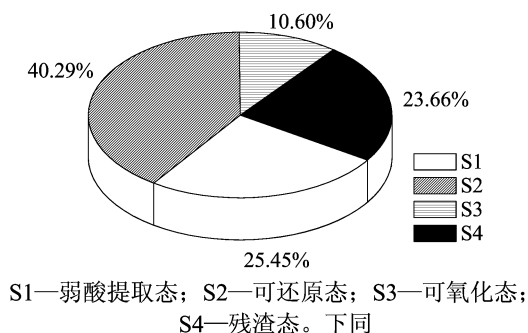


图3 CK_0 土壤中铀的各形态分布比例

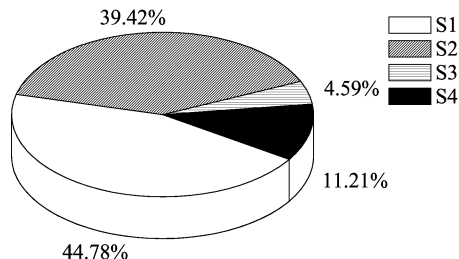


图4 CK_1 土壤中铀的各形态分布比例

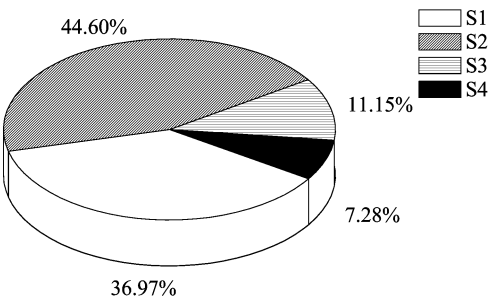


图5 L₁土壤中铊的各形态分布比例

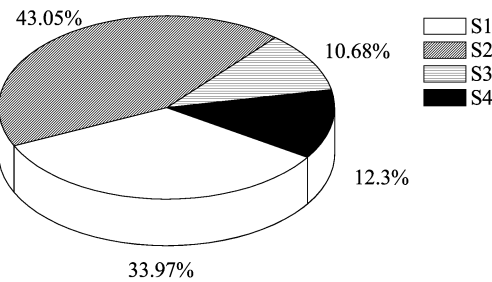


图6 L₂土壤中铊的各形态分布比例

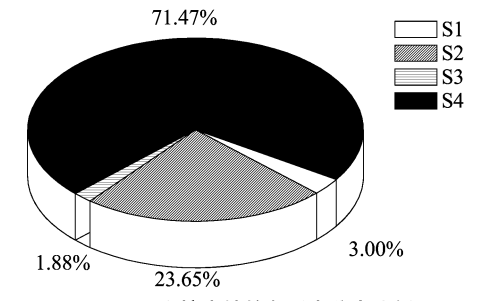


图7 L₃土壤中铊的各形态分布比例

2.3 土壤中铊不同化学形态之间相关性系数

S1、S2、S3 三者之和表示土壤中生物有效态的含量,是能被植物吸收的部分,容易受外界环境的变化而改变,是不稳定的化学形态,对植物生长和富集有着密不可分的作用。由表 2 可见,土壤中铊的化学形态中,S1 和 S2、S1 和 S3、S2 和 S3 之间的相关系数分别是 0.714、0.809、0.831,呈极显著相关,这表明 S1、S2、S3 之间具有相似的成因或共同的影响因素。

表 2 土壤中铊不同形态之间的相关性系数

化学形态	相关系数			
	S1	S2	S3	S4
S1	1.000			
S2	0.714	1.000		
S3	0.809	0.831	1.000	
S4	0.526	0.168	0.304	1.000

3 结论

结果表明,空白处理 CK₀ 的薤菜对铊的富集系数相对最高,高于其他 4 个处理;随土壤中铊添加浓度的逐渐增大,薤菜对铊的富集系数呈缓慢增长趋势;薤菜对土壤中铊的富集主要在根部,而整株对铊的富集系数在 0.5 左右,说明薤菜对铊是一种低积累作物;在一定适生条件下,薤菜对土壤中铊的

富集量随土壤中铊含量的提高而明显增加;除空白处理 CK₀ 外,土壤中弱酸提取态和可还原态铊含量保持在 70% 以上,是铊在土壤中的主要赋存形态;弱酸提取态、可还原态、可氧化态三者之和表示土壤中生物有效态的含量,是不稳定的化学形态,对植物生长和富集有着密不可分的作用。

为客观全面地研究矿区农田土壤重金属污染现状、治理修复情况,为矿区农业生产实践与居民健康提供理论指导和科学依据,内梅罗综合污染指数法、潜在生态风险指数法等^[15-17]被用于评价矿区农田土壤重金属的综合污染水平,这对加快相关研究进程、指导矿区居民的农业生产具有重要的理论意义。

参考文献:

[1] 张展适,李满根,杨亚新,等. 赣、粤、湘地区部分硬岩型铊矿山辐射环境污染及治理现状[J]. 铊矿冶,2007,26(4):191-196.

[2] 张磊,宋凤斌. 土壤吸附重金属的影响因素研究现状及展望[J]. 土壤通报,2005,36(4):628-631.

[3] 丁淮剑,张超,季宏兵,等. 土壤和沉积物中重金属的提取方法研究述评[J]. 环境工程,2014,32(增刊1):840-843.

[4] 王亚平,黄毅,王苏明,等. 土壤和沉积物中元素的化学形态及其顺序提取方法[J]. 地质通报,2005,24(8):728-734.

[5] Rauret G, López - Sánchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. Journal of Environmental Monitoring,1999,1(1):57-61.

[6] Davidson C M, Duncan A L, Littlejohn D, et al. A critical evaluation of the three - stage BCR sequential extraction procedure to assess the potential mobility and toxicity of heavy metals in industrially - contaminated land[J]. Analytica Chimica Acta,1998,363(1):45-55.

[7] 周敏. 铊在铊水冶过程中的迁移行为研究[D]. 抚州:东华理工大学,2013.

[8] 朱业安. 铊矿土壤重金属污染与超富集植物累计特征研究[D]. 抚州:东华理工大学,2013.

[9] 邱喜阳,马淞江,史红文,等. 重金属在土壤中的形态分布及其在空心菜中的富集研究[J]. 湖南科技大学学报:自然科学版,2008,23(2):125-128.

[10] 吴启堂,陈卢,王广寿,等. 化肥种类对不同品种菜心吸收累积 Cd 的影响[J]. 应用生态学报,1996,7(1):103-106.

[11] 魏复盛,杨国治,蒋德珍,等. 中国土壤元素背景值基本统计量及其特征[J]. 中国环境监测,1991,7(1):1-6.

[12] 何纪力,徐光炎. 江西省土壤环境背景值研究[M]. 北京:中国环境科学出版社,2006.

[13] 陈晨. 安徽省典型区域重金属污染现状与评价[D]. 合肥:合肥工业大学,2013.

[14] 崔玉静,张旭红,王丽明. 广西某污染区金属元素在土壤 - 植物系统中的迁移规律[J]. 生态学杂志,2008,27(10):1822-1825.

[15] 黄德娟,朱业安,刘庆成,等. 某铊矿山环境土壤重金属污染评价[J]. 金属矿山,2013,439(1):146-150.

[16] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14 (8) : 975 - 1001.

[17] 姜璐,吕贻忠,申思雨. 华北地区有机种植和常规种植模式下土壤重金属含量及污染评价[J]. 中国生态农业学报,2015,23(7):877-885.