

## 水分调控对材料钝化重金属效果的影响

徐磊<sup>1,2,3,4,7</sup>, 蓝文翀<sup>5</sup>, 张娜<sup>1</sup>, 刘冰冰<sup>1</sup>, 祝振球<sup>1,2,3,4</sup>, 陶志慧<sup>1</sup>, 周静<sup>1,2,3,4,6</sup>

<sup>1</sup>中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; <sup>2</sup>中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室, 南京 210008;

<sup>3</sup>中国科学院大学, 北京 100049; <sup>4</sup>国家红壤改良工程技术研究中心/中国科学院红壤生态实验站, 江西鹰潭 335211;

<sup>5</sup>安徽农业大学资源与环境学院, 合肥 230036; <sup>6</sup>江西省重金属污染生态修复工程技术研究中心, 南昌 330096;

<sup>7</sup>南阳师范学院环境科学与旅游学院, 河南南阳 473061)

**摘要:**为了研究水分调控对材料钝化土壤重金属效果的影响,进行室内土壤培养试验。结果表明:添加复合钝化材料DLS可以显著提高土壤pH值,并降低土壤有效态Cu、Cd浓度;不同土壤含水率对土壤Cd钝化效应的影响不明显,但可显著影响土壤pH值和土壤有效Cu浓度;室内培养6天后,含水率为最大田间持水量40%处理的pH最高,20%处理最低,而对土壤有效态Cu的影响的结果相反,表现为最大田间持水量40%处理<80%<60%<100%<20%。结合旱地适宜的作物生长含水量范围一般为40%~60%,故在进行重金属污染田间修复实践过程中,推荐土壤湿度为最大田间持水量的40%~60%为宜。

**关键词:**土壤;重金属;钝化;水分调控

中图分类号:X53

文献标志码:A

论文编号:casb16100057

### Water Regulation: Influence on Passivation Effect of Heavy Metals

Xu Lei<sup>1,2,3,4,7</sup>, Lan Wenchong<sup>5</sup>, Zhang Na<sup>1</sup>, Liu Bingbing<sup>1</sup>, Zhu Zhenqiu<sup>1,2,3,4</sup>, Tao Zhihui<sup>1</sup>, Zhou Jing<sup>1,2,3,4,6</sup>

<sup>1</sup>Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008;

<sup>2</sup>Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008;

<sup>3</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049;

<sup>4</sup>National Engineering and Technology Research Center for Red Soil Improvement/

Red Soil Ecological Experiment Station, Chinese Academy of Sciences, Yingtan Jiangxi 335211;

<sup>5</sup>School of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei 230036;

<sup>6</sup>Jiangxi Engineering Research Center of Eco-Remediation of Heavy Metal Pollution, Nanchang 330096;

<sup>7</sup>College of Environmental Science and Tourism, Nanyang Normal University, Nanyang Henan 473061)

**Abstract:** An indoor soil culture experiment was conducted to study the effect of water regulation on the passivation of heavy metals. The results showed that: soil pH could be significantly improved and the content of available Cu and Cd in soil could be significantly reduced after adding the passivation material DLS; the bioavailability of Cd was not obviously influenced by the soil moisture content, but the soil pH and the bioavailability of Cu could be significantly affected by the soil moisture content; after the indoor culture experiment was conducted for 6 days, the highest pH appeared with the treatment of soil moisture content being 40% of the maximum field water holding capacity, and the treatment of 20% was the minimum, however, the bioavailability of Cu was contrary to the soil pH, the bioavailability of Cu was shown as the treatment of soil

**基金项目:**国家“973计划”课题(2013CB934302); 赣鄱英才555工程; 国家科技支撑计划课题(2015BAD05B01); 国家自然科学基金重点项目“典型区域大气氮沉降对土壤镉活化及作物镉累积的影响研究”(41571461)。

**第一作者简介:**徐磊,男,1988年出生,河南南阳人,在读博士,主要从事农田污染的防治研究。通信地址:210008江苏省南京市北京东路71号南京土壤研究所, E-mail: lxxu@issas.ac.cn。

**通讯作者:**周静,男,1963年出生,安徽肥西人,研究员,博士,主要从事农田土壤污染的修复以及修复材料的研发工作。通信地址210008江苏省南京市北京东路71号南京土壤研究所, E-mail: zhoujing@issas.ac.cn。

**收稿日期:**2016-10-14, **修回日期:**2016-12-21。

moisture content was 40% < 80% < 60% < 100% < 20%. In the course of field planting, the suitable soil moisture content range for plant growth was generally 40%–60%, therefore, in the process of field remediation of heavy metal contaminated soil, the soil moisture content should be kept in 40%–60% of the maximum field water holding capacity, in order to achieve the best passivation effect of the alkaline passivation material.

**Key words:** soil; heavy metal; passivation; water regulation

## 0 引言

工业化和农业现代化的发展加速了人类攫取自然资源的进程,因此导致了越来越严重的土壤环境污染问题,而重金属污染作为其中重要的一类,对食品安全、人类健康和生态环境产生了极大的威胁<sup>[1-2]</sup>。作为一种非降解性污染,土壤中的重金属浓度会随着灌溉、降雨、垃圾和废弃物等的堆放等过程的带入而越来越高,当土壤中的重金属积累到一定程度时,就会破坏土壤环境,造成土壤退化、农作物减产和品质的降低,同时土壤中的重金属还会通过径流和淋洗等过程污染地表水和地下水,从而造成严重的区域环境问题<sup>[3]</sup>。因此,对重金属污染土壤进行修复已经成为国际和国内关注的热点<sup>[4]</sup>。据统计,中国有近2000万hm<sup>2</sup>耕地受到不同程度的重金属污染,严重威胁了中国的粮食安全<sup>[5]</sup>。为了解决中国的土壤重金属污染问题,近年来,国家相继出台了相关的政策和法规,推进中国的重金属污染修复工作。这些举措对解决中国土壤的重金属污染问题,缓解粮食安全都具有重要作用<sup>[6]</sup>。

土壤重金属污染修复技术可以分为三大类:物理法、化学法和生物法。其中,化学法是通过向土壤中加入化学改良材料,改变土壤的pH值、Eh等化学性质,经吸附、沉淀、络合等化学反应过程来降低土壤中重金属的生物有效性和环境迁移性,从而达到修复的目的<sup>[7]</sup>。化学修复技术作为一种原位修复技术,具有操作简便、成本低、对土壤的扰动小等诸多优点,在大面积农田土壤重金属污染修复中具有良好的效果,尤其对于中轻度污染土壤,修复效果显著<sup>[8-10]</sup>。

现今土壤重金属钝化技术的研究成为该科学领域的一个热点,一些高效、廉价的钝化材料已被证明是具有田间应用潜力的,如石灰类物质、富硅物质、含磷材料和生物炭被证明是进行Cu、Cd污染土壤修复效果较好的材料<sup>[11-14]</sup>。钝化修复技术作为一种原位治理技术,没有改变生态环境条件,操作方便,成本低,效果好,适合于大面积的推广和利用,得到广泛的应用<sup>[15-17]</sup>。目

前,关于钝化技术应用的研究多集中在开发稳定高效的钝化材料<sup>[18]</sup>,而关于钝化材料田间施用方法优化的研究较少<sup>[19]</sup>。土壤中水分条件的改变可以极大地影响土壤的物理、化学和生物学性质,并引起土壤中重金属形态的改变,从而改变其生物可利用性和迁移性<sup>[20-22]</sup>。因此,研究不同的水分条件对化学材料钝化土壤重金属的影响,可以为钝化材料的高效利用提供可靠参数和理论依据。笔者主要研究重度污染土壤中添加1种钝化材料后,在不同土壤含水率条件下土壤pH、有效态Cd、有效态Cu含量的差异,通过对比研究选择出钝化效果最好的土壤含水率,以期钝化材料的田间大范围应用提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验时间、地点

室内试验于2015年11月10日在中国科学院南京土壤研究所进行。

### 1.2 试验材料

1.2.1 供试土壤 供试土壤采自贵溪冶炼厂周边废弃农田(0~17 cm),该地属亚热带温湿气候,全年降水量1905 mm,土壤质地为砂质壤土,其基本理化性质见表1。20世纪70—80年代,由于冶炼厂生产过程中缺乏合理有效的环保管理措施,导致大量含重金属的废水排入河中,当地农民长期引污染的河水灌溉导致周边农田受到严重污染。调查显示,该地区污染历史已有30多年,土壤中主要污染物为Cu和Cd<sup>[23]</sup>。此外,该地区处于酸雨沉降区域,酸沉降降低了土壤pH,加剧了土壤中重金属的毒性,导致植物无法正常生长<sup>[24]</sup>。目前该区大片农田处于荒废状态,部分区域已经出现沙化现象。

1.2.2 供试钝化材料 供试钝化材料由生物发电厂底灰(采自安徽某生物质发电厂)、石灰(购自鹰潭建材大市场)和磷灰石(购自湖北南漳矿业化工有限公司),3种材料按一定比例组合而成记为DLS,混合后pH 11,生物质发电厂底灰、石灰和磷灰石中Cu含量分别为35.29、9.54、

表1 供试土壤基本理化性质

pH(水土比1:2.5)	有机质/(g/kg)	碱解N/(mg/kg)	速效P/(mg/kg)	速效K/(mg/kg)	CEC/(cmol/kg)	全Cd/(mg/kg)	全Cu/(mg/kg)
5.52	23.7	107	58.1	42.5	9.09	16.4	455

10.11 mg/kg, Cd 含量分别为 1.96、1.18、1.92 mg/kg。

### 1.3 试验方法

1.3.1 试验设计 本试验包括钝化材料和土壤含水率 2 个试验因子,采用室内土培试验。准确称取 250 g 过 3 mm 筛的上述污染土壤,然后称取 5 g(土壤质量的 0.2%)上述钝化材料 DLS 加入土壤中(CK 处理除外),混合均匀后倒入塑料烧杯(规格 500 mL)中。然后分别向各个烧杯中加水,使土壤含水率为最大田间持水量的 20%、40%、60%、80%、100%,CK 只设置 1 个水分条件,即含水率为最大田间持水量的 100%。混合均匀后放入 25℃ 恒温培养箱中培养,每隔 12 h 称重 1 次,并加水保持土壤含水率的稳定。分别在 6 h、12 h、1 天、2 天、3 天、4 天、5 天和 7 天时各取样 30 g,风干后测定土壤 pH,有效态 Cu 和 Cd 含量。试验中每个处理设置 3 个平行。

1.3.2 分析方法 土壤基本理化性质包括 pH 值、有机质、碱解氮、速效磷、速效钾、CEC 等,采用常规方法测定<sup>[25]</sup>;土壤全量 Cu、Cd 含量采用 HF-HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> 法消煮后,用 ICP 法测定<sup>[25]</sup>;土壤 Cu 和 Cd 有效态测定方法为:取 5 g 过 10 目筛干燥土壤于 50 mL 离心管中,然后加入 25 mL 0.01mol/L CaCl<sub>2</sub>, 25℃ 条件下振荡 2 h, 3000 r/min 离心 10 min,取上清液,用 ICP 法测定<sup>[26]</sup>;钝化材料中的各种营养元素含量用 ICP-OES 法测定<sup>[27]</sup>。

1.3.3 数据处理 本试验数据采用 Microsoft Excel 2010 进行数据计算,SPSS 20.0 统计软件进行方差分析, Sigmapot 12.5 进行图形制作。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤 pH 值

pH 值是影响土壤重金属生物有效性和形态的重要因素,对土壤中重金属的吸附-解吸、沉淀-溶解平衡等过程都起到了控制作用,pH 值升高有利于促进土壤胶体对重金属离子的吸附,生成重金属沉淀,降低土壤重金属的生物有效性和环境迁移性<sup>[28]</sup>。图 1 显示,5 个水分含量在培养 6 h~3 天的过程中,土壤 pH 值先升高后降低并最终趋于平衡,而 CK 处理并没有这种现象,培养 6 天的过程中土壤 pH 基本不变。这主要是由于钝化材料有较强的碱性,加入土壤后,材料中的 OH<sup>-</sup> 会逐渐溶出,与土壤中原有的 H<sup>+</sup> 反应后提高了土壤的 pH,随着时间的延长,材料中的 OH<sup>-</sup> 浓度逐渐减低,这种作用逐渐消失,并使土壤 pH 趋于稳定。添加钝化材料 DLS 室内培养 6 天后,各处理土壤 pH 较 CK 处理土壤提高 0.83~1.33 个单位,升高幅度依次为 40% 含水率处理 > 100% > 80% > 60% > 20% (见图 2),该结果表明,改良材料 DLS 的添加可以显著提高土壤 pH 值,培

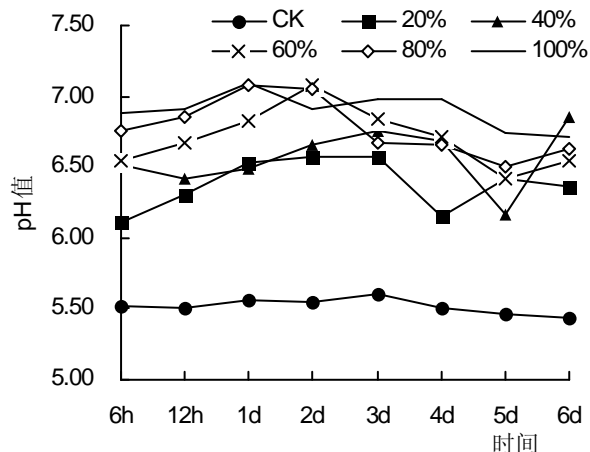


图 1 土壤 pH 值随时间的变化

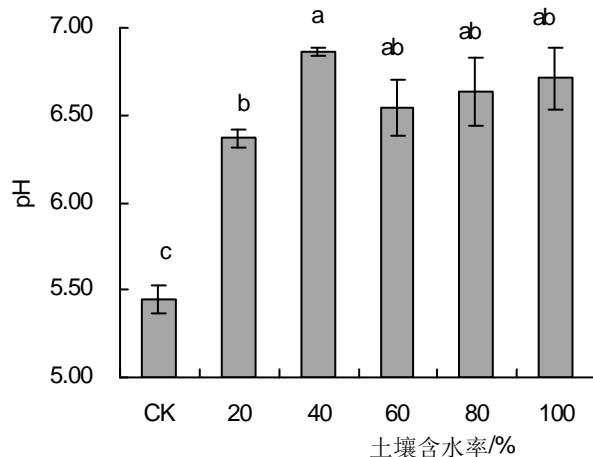


图 2 室内培养 6 天后土壤 pH

养 6 天后,40% 含水率处理最有利于提高土壤 pH。

### 2.2 Cd 有效态浓度

图 3 显示了添加改良材料 DLS 后,土壤有效态 Cd 浓度随时间的变化情况。由图 3 可知,添加材料后,土壤有效态 Cd 浓度大幅度降低,与土壤 pH 规律相似的

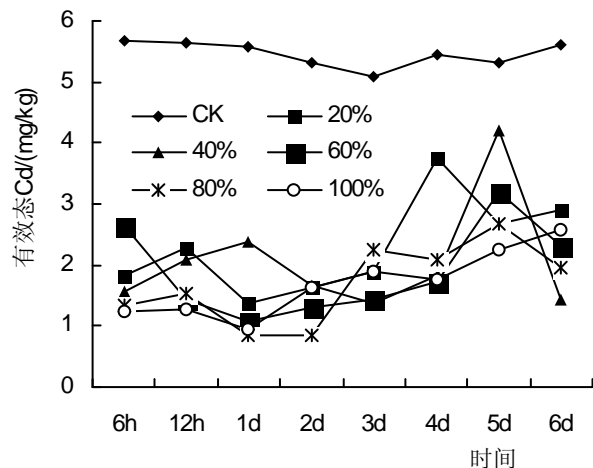


图 3 添加材料后含水率对土壤有效态 Cd 含量的影响



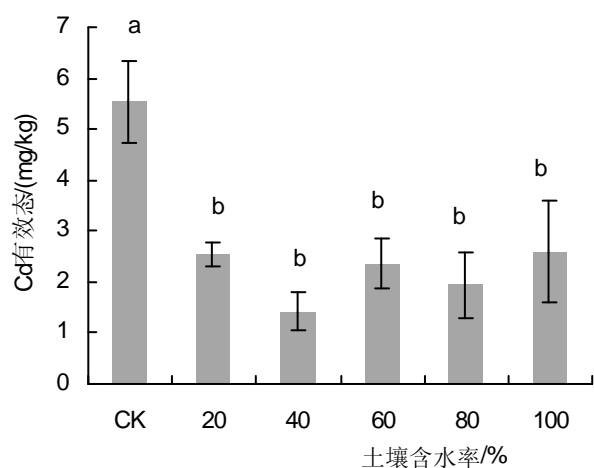


图4 添加材料后含水率处理6天后土壤有效态Cd浓度

是,在培养的前3天,土壤有效态Cd浓度逐渐降低,而在3天后,有个1个上升的趋势,通过相关性分析结果表明,土壤pH与有效态Cd的相关性为 $-0.553^*$  ( $n=48$ ,  $P<0.05$ ),这一规律说明钝化材料对Cd的钝化可能受土壤pH的影响较大。室内培养6天后(见图4),添加材料的各个处理中有效态Cd的浓度均显著低于CK处理,40%、60%和80%处理组的有效态Cd浓度分别为1.45、2.33、1.95 mg/kg,均小于20%和100%处理组的2.90 mg/kg和2.57 mg/kg,但未形成显著性差异。

### 2.3 Cu有效态浓度

图5显示了施加改良材料DLS后,土壤有效态Cu浓度随时间的变化情况。由图5可知,在培养的过程中,土壤有效态Cu浓度出现了与有效态Cd相同的趋势,即先降低后逐渐升高。通过分析土壤有效态Cu浓度与pH值的相关性发现,相关系数为 $-0.922^{**}$ ,达到极显著水平( $n=48$ ,  $P<0.05$ ),这说明土壤中有有效态Cu含量与土壤pH关系密切,土壤pH可能是影响土壤有效

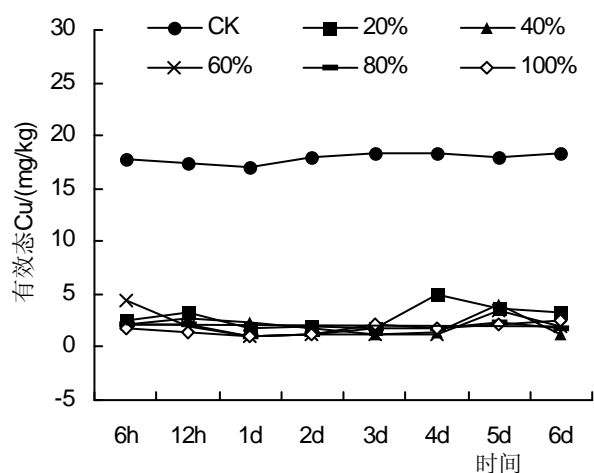


图5 添加材料后含水率处理对土壤有效态Cu含量的影响

态Cu改变的重要因素。施加改良材料6天后,不同的水分含量处理均显著降低了土壤有效态Cu含量(见图6)。但与有效态Cd含量不同的是,土壤含水率的变化显著地影响了土壤有效态Cu的含量,室内培养6天后,最大田间持水量40%处理的有效态Cu含量均显著低于其他水分处理组,与CK处理相比,降低幅度依次为40%处理>80%>60%>100%>20%。

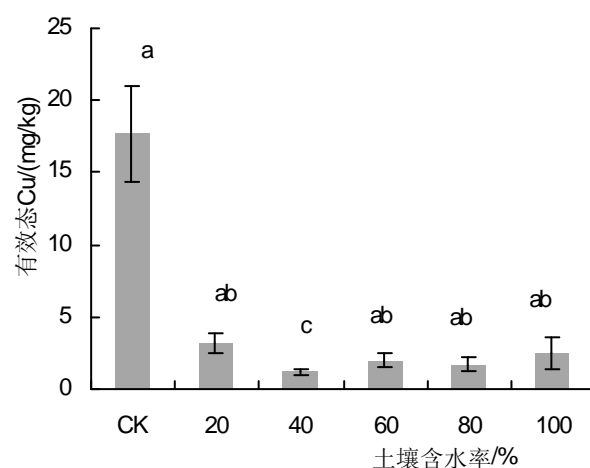


图6 添加材料后不同含水率处理6天后土壤有效态Cu浓度

### 3 讨论

研究表明,向土壤中加入0.2%石灰可以降低重金属的溶解性,降低土壤有效态Cu、Cd 97%和86%<sup>[26]</sup>。作为一种含磷材料,磷灰石对土壤重金属也有较强的钝化作用,崔红标等<sup>[29]</sup>的研究结果表明,向土壤中加入0.6%和1.2%磷灰石时,土壤有效态Cu、Cd分别降低80%、72%和97%、99%<sup>[2]</sup>。关于生物质电厂底灰对重金属钝化效应影响的研究较少,但有研究证实,向土壤中加入0.2%的生物质电厂底灰,室内培养35天后,可以显著提高土壤pH和降低土壤交换性H<sup>+</sup>和交换性Al<sup>3+</sup>含量<sup>[30]</sup>。而多数研究均证明,土壤pH的与重金属有效态Cu、Cd含量呈负相关关系,土壤pH的升高势必会引起土壤有效态Cu、Cd含量的降低<sup>[31]</sup>。本研究中,通过将石灰、磷灰石和生物质电厂灰按照一定的比例混合后,以0.2%的用量加入土壤中,室内培养6天后,可以显著提高土壤pH值,提高幅度为0.83~1.33个单位,低于0.2%单施石灰的2.0个单位,但高于单施0.6%磷灰石的0.66个单位<sup>[29]</sup>,同时生物质电厂底灰中含有丰富的Si、K、P等营养元素<sup>[32]</sup>,对于提高土壤中的营养组分有积极作用。在降低土壤有效态Cu和Cd方面,本实验中所用的混合材料效果也优于报道中的单施0.2%石灰和磷灰石处理<sup>[26]</sup>。因此,这种配比的钝化材料具有很好的田间应用潜力。

水分条件会改变土壤的pH、Eh、有机质含量以及碳酸盐和氧化铁的形态,从而影响土壤中重金属的形态转化和分布<sup>[21]</sup>。土壤pH改变可直接影响重金属的沉淀和溶解平衡过程,从而改变土壤中重金属的有效性<sup>[33]</sup>。本研究发现,土壤含水率的变化可以显著影响土壤的pH值,室内培养6天后,土壤pH的顺序为40%含水率处理>100%>80%>60%>20%,这与郑顺安<sup>[21]</sup>等的研究结果有一定差异,这可能与所用土壤类型和培养条件有关。室内培养6天后,土壤中有效态Cu、Cd含量均以40%、60%和80%较低,通过相关性分析发现,土壤pH与有效态Cu、Cd浓度显著相关,其中与有效态Cu浓度极显著相关,这说明水分条件对土壤中有效态Cu、Cd浓度的改变是通过改变土壤pH实现的。实验数据表明,土壤含水率为最大田间持水量40%、60%和80%时,有利于提高土壤pH和降低土壤有效态Cu、Cd浓度,对钝化材料发挥最大钝化效应有积极作用。在实际生产中,40%~60%田间持水量时,有利于旱地作物的生长,因此,在应用钝化材料对重金属污染旱地进行田间修复时,推荐保持土壤含水率为最大田间持水量的40%~60%。

#### 4 结论

(1)重金属污染土壤中施加0.2%的混合材料DLS(生物质电厂底灰、石灰、磷灰石按一定比例的混合材料),有利于提高土壤pH,并降低土壤有效态Cu、Cd浓度。

(2)土壤含水率的变化对钝化材料降低土壤有效态Cd浓度的影响不明显,但可以显著改变土壤其对有效态Cu浓度的影响,土壤含水率为田间持水量40%~80%时,钝化材料有较好的钝化效应。

(3)结合旱地作为生长的最佳含水率,推荐在应用钝化材料进行重金属污染旱地修复时,保持土壤含水率为最大田间持水量的40%~60%。

#### 参考文献

- [1] 桑爱云,张黎明,曹启民,等.土壤重金属污染的植物修复研究现状与发展前景①[J].热带农业科学,2006,26(1):75-79.
- [2] Mitch M L. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanism[J].Journal of Environmental Quality,2002,31:109-120.
- [3] Singh A, Prasad S. Remediation of heavy metal contaminated ecosystem: an overview on technology advancement[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2015,12(1):353-366.
- [4] Koptsik G. Modern approaches to remediation of heavy metal polluted soils: A review[J].Eurasian soil science,2014,47(7):707-722.
- [5] 林强.我国的土壤污染现状及其防治对策[J].福建水土保持,2004,16(1):25-28.
- [6] 程小谷,张展毅,章生卫,等.土壤修复产业链的发展现状,存在问题及发展前景浅析[J].广州环境科学,2016,31(1):1-5.
- [7] 梁家妮,马友华,周静.土壤重金属污染现状与修复技术研究[J].农业环境与发展,2009,26(4):45-49.
- [8] Naidu R, Bolan N, Kookana R S, et al. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils [J].European Journal of Soil Science,1994,45(4):419-429.
- [9] Ford R G, Sparks D L. The nature of Zn precipitates formed in the presence of pyrophyllite[J].Environmental science & technology, 2000,34(12):2479-2483.
- [10] 陈晓婷,王果,梁志超,等.钙镁磷肥和硅肥对Cd、Pb、Zn污染土壤上小白菜生长和元素吸收的影响[J].福建农林大学学报:自然科学版,2002,31(1):109-112.
- [11] Bertocchi A F, Ghiani M, Peretti R, et al. Red mud and fly ash for remediation of mine sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb and Zn [J].Journal of Hazardous Materials,2006,134(1):112-119.
- [12] Gu H-H, Qiu H, Tian T, et al. Mitigation effects of silicon rich amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on multi-metal contaminated acidic soil[J].Chemosphere, 2011,83(9):1234-1240.
- [13] Cui H, Zhou J, Si Y, et al. Immobilization of Cu and Cd in a contaminated soil: one-and four-year field effects[J].Journal of soils and sediments,2014,14(8):1397-1406.
- [14] Park J H, Choppala G K, Bolan N S, et al. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals[J].Plant and soil, 2011,348(1/2):439-451.
- [15] Shin W, Kim Y-K. Stabilization of heavy metal contaminated marine sediments with red mud and apatite composite[J].Journal of Soils and Sediments,2016,16(2):726-735.
- [16] Khan F, Khan M J, Samad A, et al. In-situ stabilization of heavy metals in agriculture soils irrigated with untreated wastewater[J]. Journal of Geochemical Exploration,2015,159:1-7.
- [17] Sun Y, Wang R, Li Y, et al. In situ immobilisation remediation of cadmium in artificially contaminated soil: a chemical and ecotoxicological evaluation[J].Chemistry and Ecology,2015,31(7): 594-606.
- [18] 杨启良,武振中,陈金陵,et al.植物修复重金属污染土壤的研究现状及其水肥调控技术展望[J].Environmental Sciences,2015,24(6): 1075-1084.
- [19] 王荣萍,张雪霞,郑煜基,等.水分管理对重金属在水稻根区及在水稻中积累的影响[J].生态环境学报,2013,22(12):1956-1961.
- [20] 许超,夏北成,秦建桥,等.广东大宝山矿下游地区稻田土壤的重金属污染状况的分析与评价[J].农业环境科学学报,2007,26(B10): 549-553.
- [21] 郑顺安,郑向群,张铁亮,等.水分条件对紫色土中铅形态转化的影响[J].环境化学,2011,30(12):2080-2085.
- [22] Van Den Berg G, Loch J. Decalcification of soils subject to periodic waterlogging[J].European Journal of Soil Science,2000,51(1):27-33.
- [23] Ping L, Xingxiang W, Taolin Z, et al. Distribution and accumulation

- of copper and cadmium in soil-rice system as affected by soil amendments[J]. *Water, air, and soil pollution*, 2009, 196(1/4):29-40.
- [24] 陶美娟,周静,梁家妮,等.大型铜冶炼厂周边农田区大气重金属沉降特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(7):1328-1334.
- [25] 杜志敏,周静,郝建设,等.4种改良剂对土壤-黑麦草系统中镉行为的影响[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(11):2728-2732.
- [26] 崔红标,周静,杜志敏,等.磷灰石等改良剂对重金属铜镉污染土壤的田间修复研究①[J]. *土壤*, 2010, 42(4):611-617.
- [27] 孙媛媛,孙友宝,盖荣银,等.二乙烯三胺五乙酸(DTPA)提取 ICP-AES 法测定土壤中有效态元素[J]. *环境化学*, 2015, 34(8):1578-1589.
- [28] Singh B R, Myhr K. Cadmium uptake by barley as affected by Cd sources and pH levels[J]. *Geoderma*, 1998, 84(1):185-194.
- [29] 崔红标,梁家妮,周静,等.磷灰石和石灰联合巨菌草对重金属污染土壤的改良修复[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(7):1334-1340.
- [30] 陶志慧,章力干,崔键,等.生物质电厂灰等材料对红壤酸度和养分的改良效应[J]. *土壤通报*, 2015(4):899-904.
- [31] 张茜,徐明岗,张文菊,等.磷酸盐和石灰对污染红壤与黄泥土中重金属铜锌的钝化作用[J]. *生态环境*, 2008, 17(3):1037-1041.
- [32] 谷健云,崔键,周静,等.生物质灰渣等对红壤性状的影响[J]. *安徽农业大学学报*, 2016, 43(2):258-265.
- [33] Appel C, Ma L. Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(2):581-589.