

不同钝化剂对降低水稻糙米 Cd 积累及土壤性状的影响*

王艳红 李林峰 唐明灯 李义纯 艾绍英[#] 罗英健

(广东省农业科学院农业资源与环境研究所,农业部南方植物营养与肥料重点实验室,

广东省养分资源循环利用与耕地保育重点实验室,广东 广州 510640)

摘要 为探索降低重金属食物链污染风险的有效途径,在广东地区 Cd 污染稻田进行了 4 种钝化剂(腐殖酸钾、硅素调理剂、营养型阻控剂和复混钝化剂)田间小区试验,研究其对稻田土壤性状及水稻糙米 Cd 积累的影响。结果表明,与不加钝化剂的对照相比,钝化剂处理的水稻糙米 Cd 降低了 19.7%(质量分数,下同)~60.5%,稻壳 Cd 降低了 12.4%~52.1%,营养型阻控剂和腐殖酸钾降低糙米及稻壳 Cd 的效果较好。4 种钝化剂对土壤 pH、有效态 Cd 均无显著影响。相关分析和综合评价结果表明,水稻糙米 Cd 与土壤有效 Ca 和有效 Mg 呈显著负相关;4 种钝化剂中,营养型阻控剂对 Cd 污染稻田的综合修复效果最好。

关键词 钝化剂 Cd 水稻 土壤养分

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2018.09.003

Effects of different amendments on reducing Cd accumulation in brown rice and soil WANG Yanhong, LI Linfeng, TANG Mingdeng, LI Yichun, AI Shaoying, LUO Yingjian. (Institute of Agricultural Resources and Environment, Guangdong Academy of Agricultural Sciences, Key Laboratory of Plant Nutrition and Fertilizer in South Region, Ministry of Agriculture, Guangdong Key Laboratory of Nutrient Cycling and Farmland Conservation, Guangzhou Guangdong 510640)

Abstract: In order to explore an effective way to reduce food chain pollution risk of heavy metals, four amendments (potassium humic acid (PHA); silicon amendment (SA); nutritional amendment (NA); combined amendment (CA)) were applied to Cd contaminated paddy field in Guangdong Province. The effects of these amendments on the Cd accumulation in brown rice and soil were investigated. The results showed that the application of amendments decreased Cd mass percentage in brown rice by 19.7%~60.5%, and in husk by 12.4%~52.1%, respectively, compared with the control. The effect of NA and PHA on reducing Cd content in brown rice and husk was better than the other two amendments. All of the amendments had no significant effect on soil pH and soil available Cd content. Correlation analysis and comprehensive evaluation results showed that the Cd content in brown rice was significantly negatively correlated with soil available calcium and available magnesium content. In summary, NA had the best comprehensive remediation effect among the four amendments.

Keywords: amendment; Cd; rice; soil nutrient

水稻是我国最主要的粮食作物之一。据国家统计局公告,2016 年播种面积达 $3.016\ 24 \times 10^7\ \text{hm}^2$,产量达 20 693.4 万 t,对解决我国粮食短缺问题起着举足轻重的作用。然而,随着经济的快速发展,我国农田重金属污染问题日趋严峻。宋伟等^[1]通过检索和收集土壤重金属污染案例数据建立了土壤重金属污染数据库,推断我国耕地土壤重金属污染概率为 16.67%左右,Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn、Ni 等 8 种土壤重金属元素中,Cd 污染概率为 25.2%,辽宁、河

北、江苏、广东等 14 个省(市、自治区)可能是我国耕地重金属污染的多发区域。同其他谷物相比,水稻往往会积累更多的 Cd^[2-3],在 Cd 超标或 Cd 活性较高的土壤中种植的水稻,其籽粒 Cd 很容易超过《食品中污染物限量》(GB 2762—2017)标准限值(0.2 mg/kg),存在通过食用大米途径发生 Cd 超量累积的风险^[4-5]。因此,开展针对水稻 Cd 污染的阻控技术研究,减少 Cd 在水稻籽粒中的富集,对降低 Cd 的食物链风险具有重要意义。

第一作者:王艳红,女,1975 年生,硕士,副研究员,主要从事土壤重金属污染修复技术及应用研究。[#] 通讯作者。

*广东省应用型科技研发专项(No.2016B020240009);广东省属科研机构改革创新领域项目(No.2016B070701009);广东省科技计划项目(No.2014A020216019);广州市产学研协同创新重大专项(No.2014Y2-00521)。

研究表明,通过施用钝化剂来降低重金属的食物链污染风险是实现中轻度污染农田持续安全利用的有效途径^[6]。目前,应用前景较好的钝化剂有硅钙物质、有机物质等^[7]。硅钙物质通过吸附、沉淀作用降低土壤重金属有效性,而其中的 Ca 还可阻控 Cd、Cu、Pb、Zn 等重金属从植物根部向地上部的迁移。有机物质则主要通过对重金属的吸附、与重金属形成难溶性金属有机络合物等方式降低土壤重金属的生物有效性^[8]。另外,黏土矿物可通过吸附、离子交换、络合反应、共沉淀反应等作用,减少土壤溶液中重金属离子浓度^[9-10]。但目前大多数研究更多地关注钝化剂对重金属生物有效性的影响,忽略了钝化剂的田间应用效果及在田间条件下对土壤理化性质的影响。基于此,通过田间试验研究不同钝化剂对水稻吸收 Cd 及对土壤有效养分的影响,以期为我国钝化剂的田间应用提供一些参考。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于广东某水稻种植区,供试土壤基本理化性质见表 1。该稻田土壤呈微酸性,土壤有机质含量属于中等水平、水解 N 含量属丰富水平,有效 P 含量属极丰富水平,速效 K 含量属缺乏水平,有效 Ca 和有效 Si 含量属中等水平,有效 Mg 含量属缺乏水平。根据《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)和《全国土壤污染状况调查公报》分级标准,该稻田土壤属于轻度 Cd 污染土壤。

1.2 试验材料

腐殖酸钾:粉状,腐殖酸 $\geq 60\%$ (质量分数,下同), K_2O 为 97.6 g/kg,pH 为 8.48。硅素调理剂:粉状,主要成分为九水硅酸钠, $SiO_2 \geq 20\%$,pH 为 12.00。营养型阻控剂:粉状,pH 为 10.90,由钙镁硅等化合物组配而成,其中 $CaO \geq 50\%$, $SiO_2 \geq 15\%$, $MgO \geq 1.1\%$ 。复混钝化剂:粉状,pH 为 6.23,由多种黏土矿物按照一定比例组配而成。4 种钝化剂重金属含量均低于《肥料中砷、镉、铅、铬、汞生态指标》(GB/T 23349—2009)中标准限值。

水稻品种:香优,常规稻,当地主推品种之一。

1.3 试验设置与布置

试验于 2016 年 7—11 月进行。试验田面积约 700 m²。试验田包括试验小区(面积 28 m²,5.6 m $\times$ 5.0 m)、隔离行(宽度为 0.3 m,用塑料薄膜铺盖在田面 0.3 m 以下)、排水渠(宽度为 0.5 m)、进水渠和保护行。试验设 5 个处理,每个处理 3 个重复,共 15 小区。各处理如下:(1)对照(CK):常规施肥;(2)PHA:常规施肥+腐殖酸钾(7 500 kg/hm²);(3)SA:常规施肥+硅素调理剂(2 250 kg/hm²);(4)NA:常规施肥+营养型阻控剂(2 250 kg/hm²);(5)CA:常规施肥+复混钝化剂(7 500 kg/hm²)。

每个处理除钝化剂不同外,其他田间管理方式(如灌水、排水、施肥、除草等)完全相同。

1.4 样品采集及测定

土壤样品:于钝化剂施用前多点采集 0~20 cm 土层样品,混匀后作为一个土壤样品,测定土壤基本理化性质。水稻成熟收割后,在每个试验小区,采用随机布点法,采集 10 个土壤样点,然后混合为 1 个。

水稻样品:水稻收获期每个试验小区全部收获并测定产量,从中随机选取 2 kg,带回实验室,风干、脱粒后研磨粉碎,用于测定重金属含量。

1.5 测定方法和数据处理

土壤样品:土壤 pH 根据《土壤检测 第 2 部分:土壤 pH 的测定》(NY/T 1121.2—2006)(水:土质量比 2.5:1.0)、有效态 Cd 根据《土壤质量 有效态铅和镉的测定 原子吸收法》(GB/T 23739—2009)、有机质根据《土壤检测 第 6 部分:土壤有机质的测定》(NY/T 1121.6—2006)、水解 N 根据《森林土壤水解性氮的测定》(LY/T 1229—1999)、有效 P 根据《土壤检测 第 7 部分:土壤有效磷的测定》(NY/T 1121.7—2014)、速效 K 根据《土壤速效钾和缓效钾含量的测定》(NY/T 889—2004)、土壤 Pb 和 Cd 根据《土壤质量 铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法》(GB/T 17141—1997)、有效 Ca 和有效 Mg 根据《森林土壤交换性钙和镁的测定》(GB 7865—1987)、有效 Si 根据《森林土壤有效硅的测定》(LY/T 1266—1999)测定。

水稻样品:指标包括产量、糙米和稻壳 Cd,其中

表 1 供试土壤理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of the experimental soils mg/kg(除 pH 外)

指标	pH	有机质	水解 N	有效 P	速效 K	Pb	Cd	有效态 Cd	有效 Ca	有效 Mg	有效 Si
测定值	5.56	30.0 $\times 10^3$	196	81	66.5	37.8	0.448	0.261	750	64.5	115

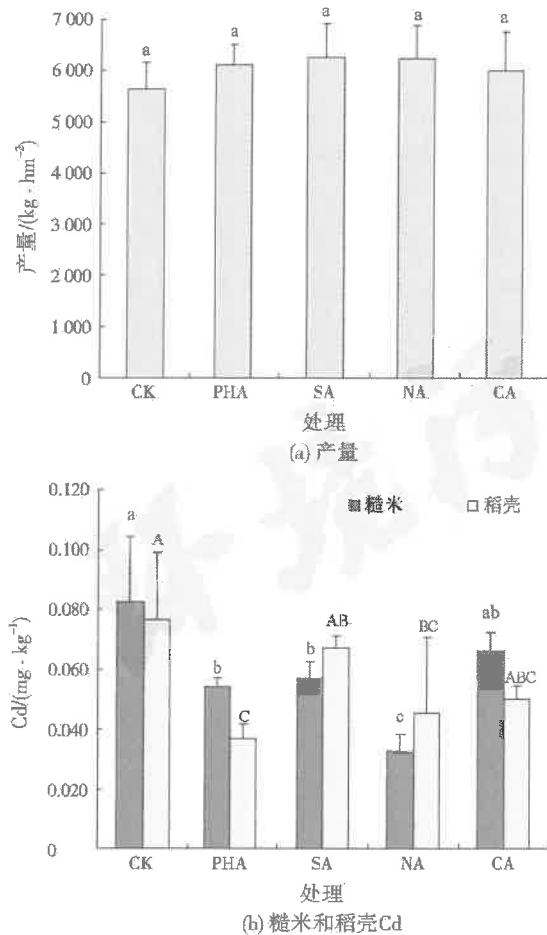
Cd 根据《食品安全国家标准 食品中镉的测定》(GB 5009.15—2014)测定。

采用 Microsoft Excel 软件整理数据,利用 SAS 8.1 软件进行数据统计分析。

2 结果与分析

2.1 水稻产量和 Cd 含量

与对照相比,水稻生长期间,4 种钝化剂处理的水稻长势良好,均有增加水稻产量的趋势(见图 1(a)),增幅为 6.6%~10.9%,但各处理间差异不显著。



注:不同字母代表处理间有显著差异($P<0.05$),相同字母则不显著,表 2 和表 3 同。

图 1 不同钝化剂对水稻产量、糙米和稻壳 Cd 的影响
Fig.1 Effects of different amendments on rice yield, Cd in brown rice and husk

由图 1(b)可见,与对照相比,4 种钝化剂不同程度降低了水稻糙米 Cd,降幅为 19.7%(质量分数,下同)~60.5%,以 NA 处理降低效果最好,降幅达 60.5%,其次是 PHA 和 SA 处理,分别比对照降低了 34.5%、30.8%,且均与对照处理间差异显著,而 CA 处理对水稻糙米 Cd 降低效果不显著。不同钝化剂对稻壳 Cd 也有降低作用,降幅为 12.4%~52.1%,其中 PHA 和 NA 处理降低效果最好,分别比对照降低 52.1%、41.0%,与对照处理间均达显著差异水平,而 SA 和 CA 处理与对照处理间差异均不显著。

2.2 土壤 pH 和有效态 Cd

4 种钝化剂处理中,除 CA 处理有降低土壤 pH 的趋势外,其余 3 种钝化剂均不同程度提升了土壤 pH(见表 2),但各处理间差异均不显著。4 种钝化剂处理的土壤有效态 Cd 较对照处理均有降低,降幅为 1.9%~12.9%,以 NA 处理降幅最大,但各处理间差异也均不显著。这表明,4 种钝化剂对土壤 pH 和有效态 Cd 的影响均较小。

表 2 不同钝化剂对土壤 pH 和有效态 Cd 的影响
Table 2 Effects of different amendments on soil pH and available Cd

处理	pH	有效态 Cd/(mg·kg ⁻¹)
CK	5.70±0.12 ab	0.294±0.051 a
PHA	5.88±0.15 a	0.277±0.033 a
SA	5.89±0.06 a	0.289±0.032 a
NA	5.90±0.10 a	0.256±0.019 a
CA	5.52±0.14 b	0.284±0.037 a

2.3 土壤养分

从表 3 可知,不同钝化剂对土壤有机质、水解 N、有效 Si 均无显著影响;土壤有效 P 不同程度降低,以 PHA 处理降幅最大,比对照处理降低了 24.7%,且与对照处理间达显著差异;因 PHA 中含有高量的 K,该处理显著增加了土壤速效 K,其余钝化剂对土壤速效 K 无显著影响;除 NA 处理显著增加了土壤有效 Ca、有效 Mg 外,另外 3 种钝化剂对土壤有效 Ca、有效 Mg 的作用效果均不显著。

2.4 影响水稻糙米 Cd 的可能因素分析

由表 4 可见,水稻糙米 Cd 与稻壳 Cd 呈显著正

表 3 不同钝化剂对土壤养分的影响
Table 3 Effects of different amendments on soil nutrient contents

处理	有机质 /(g·kg ⁻¹)	水解 N /(mg·kg ⁻¹)	有效 P /(mg·kg ⁻¹)	速效 K /(mg·kg ⁻¹)	有效 Ca /(mg·kg ⁻¹)	有效 Mg /(mg·kg ⁻¹)	有效 Si /(mg·kg ⁻¹)
CK	27.6±0.5 a	129±8 a	190±24 a	43.8±5.8 b	830±56 b	48.3±4.1 b	117±14 a
PHA	28.7±2.4 a	138±9 a	143±17 b	350.0±126.0 a	823±85 b	54.5±3.6 b	123±28 a
SA	26.9±1.6 a	129±18 a	182±21 ab	59.2±5.8 b	839±138 b	54.5±4.1 b	113±19 a
NA	27.5±1.7 a	140±7 a	159±28 ab	72.2±6.8 b	1 089±42 a	81.5±5.4 a	126±3 a
CA	27.1±1.8 a	137±20 a	152±31 ab	46.8±12.8 b	826±100 b	52.9±3.1 b	110±6 a

表 4 水稻糙米 Cd 与部分测定指标的相关性
Table 4 Correlation between Cd content of brown rice and some measured indexes

指标	产量	稻壳 Cd	pH	有效态 Cd	有效 Ca	有效 Mg	有效 Si
<i>r</i>	-0.190	0.673	-0.354	0.267	-0.602	-0.828	-0.208
<i>P</i>	0.496 9	0.006 0	0.195 2	0.336 4	0.017 6	0.000 1	0.457 1

相关,相关系数为 0.673($P=0.006\ 0$);与土壤有效 Ca 和有效 Mg 呈显著负相关,相关系数分别为 $-0.602(P=0.017\ 6)$ 、 $-0.828(P=0.000\ 1)$;与土壤有效态 Cd 呈正相关,与产量、pH 和有效 Si 呈负相关,但相关性均不显著。可见,水稻糙米 Cd 的降低,与其产量的增加没有显著相关性,仅与土壤有效 Ca 和有效 Mg 呈显著负相关,表明通过施加 Ca、Mg 钝化剂,可减少水稻糙米对 Cd 的吸收累积。

2.5 不同钝化剂的修复效果评价

以水稻产量、糙米 Cd、稻壳 Cd、土壤 pH、土壤有效态 Cd 为评价指标对 4 种钝化剂的修复效果进行综合评价。其中,水稻产量、土壤 pH 为极大型指标(其取值越大越好),糙米 Cd、稻壳 Cd 和土壤有效态 Cd 为极小型指标(其取值越小越好)。首先将数据一致化,极小型数据用倒数法,化为极大型数据,再将数据无量纲化,最后运用主成分法进行综合评价,对 4 种钝化剂的综合效果进行排序。对照、PHA、SA、NA、CA 处理的综合加权平均值分别为 1.44、3.47、3.25、4.64、1.90,即 $NA>PHA>SA>CA>$ 对照,表明 4 种钝化剂均有一定的修复效果,其中 NA 的综合修复效果最好,PHA 次之,CA 的修复效果相对较弱。

3 讨论

研究表明,钝化剂修复重金属污染的作用机制主要包括吸附、沉淀、离子交换和络合等作用^[11-12]。其中,碱性物质如石灰等主要通过提高土壤 pH,促使重金属生成碳酸盐、氢氧化物沉淀,进而降低重金属在土壤中的有效性和迁移能力^[13-14]。腐殖酸钾、营养型阻控剂、硅素调理剂均为碱性物质,对土壤 pH 提升作用有限,可能是因为土壤的缓冲能力较大,从而使得钝化剂对土壤的 pH 影响不大。水稻糙米 Cd 与土壤 pH 和有效态 Cd 均无显著相关性表明,通过提升土壤 pH 降低土壤 Cd 的有效性可能不是水稻糙米 Cd 降低的主要机制。PHA 处理降低水稻糙米 Cd 的机制可能与其含有大量腐殖酸有关,腐殖酸具有较高的吸附能力,并可与 Cd^{2+} 形成较稳定的络合物,进而降低 Cd 的生物有效性^[15]。NA 处理降低水稻糙米 Cd 的机制可能与其含有丰

富的 Ca 和 Mg 有关, Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 Cd^{2+} 同为二价离子,半径相近,离子间竞争吸收运输位点,减少水稻对 Cd 的吸收^[16-17]。同时,NA 和 SA 处理中含有较高的 Si,也可与 Cd 生成沉淀,降低 Cd 的溶解性和有效性,但水稻糙米 Cd 与土壤有效 Si 的相关性不显著。CA 处理的土壤 pH 较对照降低,可能与外源酸的加入而发生酸化现象有关^[18],而该处理的土壤有效态 Cd 却没有增加,可能原因是该钝化剂中含有较高的黏土矿物成分,因黏土矿物的多孔和松散的晶体结构使其具有较强的离子交换能力,可通过离子交换吸附作用降低土壤中 Cd 的有效性^[19]。这与王长伟^[20]关于土壤 pH 变化不是膨润土和高岭土钝化修复的作用机制研究结论一致。

钝化剂施入土壤后,一方面通过改善土壤理化性质降低土壤重金属对植物的毒害作用,另一方面也影响着土壤养分的有效性。仲崇府等^[21]研究发现,过磷酸钙和石灰降低了锌铬复合污染土壤的速效 K 含量,显著提高了土壤速效 N,这与钝化剂的理化性质、组成成分密切相关。腐殖酸钾因含有高量的 K,在大量施入土壤后导致土壤速效 K 较对照处理增加了 7 倍,NA 处理含有较高的 Ca 和 Mg,施用后该处理的土壤有效 Ca 和有效 Mg 也较对照显著增加,增幅分别为 31.2%、68.7%。NA、SA 和 CA 处理中 Si 虽较高,但 Si 的有效性不高,导致土壤有效 Si 增幅不明显。值得注意的是,4 种钝化剂施入土壤后,均降低了土壤有效 P,其中 PHA 和 CA 处理降幅最大,可能与其具有较强的吸附/络合作用有关。这也表明,在施用钝化剂进行污染土壤修复时,需根据土壤的养分状况选择合适的钝化剂,在明显降低土壤有效态重金属含量的同时,改善土壤养分状况。

重金属污染土壤经修复后,是否已达到预期目标,目前尚无统一的评价标准。徐明岗等^[22]把农作物重金属含量是否符合国家食品卫生相关标准作为钝化剂修复效果的评价指标。也有研究采用化学评价法来反映钝化前后重金属的有效态、形态分布、浸出毒性及生物可利用性等变化,以此评价重金属钝化效果^[23]。基于供试钝化剂对土壤养分的影响总体不大,本研究仅从作物产量、重金属含量及土壤重

金属有效态含量作为评价指标,但在一定程度上已能客观反映修复效果。另有研究建议从土壤的环境质量、肥力质量和健康质量方面设置修复效果评价指标^[24]。由于重金属污染农田土壤修复效果评价涉及多学科领域,相关评价指标体系的构建尚需不断完善。

4 结 论

4种钝化剂对水稻生长均有一定的促进作用。在降低水稻糙米Cd及土壤Cd有效性方面,以营养型阻控剂修复效果最好,其次是腐殖酸钾和硅素调理剂。在改善土壤养分方面,腐殖酸钾显著增加土壤速效K,营养型阻控剂显著增加土壤有效Ca和有效Mg,各钝化剂对土壤有机质、水解N和有效Si未产生显著作用。

参考文献:

- [1] 宋伟,陈百明,刘琳.中国耕地土壤重金属污染概况[J].水土保持研究,2013,20(2):293-298.
- [2] MEHARG A A, NORTON G, DEACON C, et al. Variation in rice cadmium related to human exposure[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(11):5613-5618.
- [3] HU Y A, CHENG H F, TAO S. The challenges and solutions for cadmium-contaminated rice in China: a critical review[J]. Environment International, 2016, 92/93:515-532.
- [4] 林昕,黎其万,杜丽娟,等.云南省大米中重金属镉含量及其健康风险评估[J].食品安全质量检测学报,2016,7(9):3841-3847.
- [5] 涂杰峰,刘兰英,罗钦,等.福建省稻米镉含量及其健康风险[J].农业环境科学学报,2015,34(4):695-701.
- [6] 王宇霞,郝秀珍,苏玉红,等.不同钝化剂对Cu、Cr和Ni复合污染土壤的修复研究[J].土壤,2016,48(1):123-130.
- [7] 李剑睿,徐应明,林大松,等.农田重金属污染原位钝化修复研究进展[J].生态环境学报,2014,23(4):721-728.
- [8] 王意铨,张焕朝,郝秀珍,等.有机物料在重金属污染农田土壤修复中的应用研究[J].土壤通报,2010,41(5):1275-1280.
- [9] XU Y, LIANG X F, XU Y M, et al. Remediation of heavy metal-polluted agricultural soils using clay minerals: a review[J]. Pedosphere, 2017, 27(2):193-204.
- [10] 万丽娟,孟宝航,郑坤.浅谈重金属元素在土壤中的迁移及黏土矿物对其修复作用[J].广东微量元素科学,2015,22(2):56-59.
- [11] AMANULLAH M A, WANG P, LI R H, et al. Immobilization of lead and cadmium in contaminated soil using amendments: a review[J]. Pedosphere, 2015, 25(4):555-568.
- [12] 周慧,张萌,陆友伟,等.土壤中Pb、Cd的稳定化修复技术研究进展[J].环境污染与防治,2015,37(5):83-89.
- [13] 汤民,张进忠,张丹,等.土壤改良剂及其组合原位钝化果园土壤中的Pb、Cd[J].环境科学,2012,33(10):3569-3576.
- [14] 杨文波,周航,邓贵友,等.组配改良剂对污染稻田中铅、镉和砷生物有效性的影响[J].环境科学学报,2016,36(1):257-263.
- [15] 华路,陈世宝,百玲玉,等.土壤腐殖酸与¹⁰⁹Cd、⁶⁵Zn及其复合存在的络合物稳定性研究[J].中国农业科学,2001,34(2):187-191.
- [16] JUANG K, LEE Y, LAI H, et al. Influence of magnesium on copper phytotoxicity to and accumulation and translocation in grapevines [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 104(1):36-42.
- [17] 蒋廷惠,占新华,徐阳春,等.钙对植物抗逆能力的影响及其生态学意义[J].应用生态学报,2005,16(5):971-976.
- [18] 姜军,徐仁扣,赵安珍.用酸碱滴定法测定酸性红壤的pH缓冲容量[J].土壤通报,2006,37(6):1247-1248.
- [19] 杭小帅,周健民,王火焰,等.粘土矿物修复重金属污染土壤[J].环境工程学报,2007,1(9):113-120.
- [20] 王长伟.粘土矿物对重金属污染土壤钝化修复效应研究[D].天津:天津理工大学,2010.
- [21] 仲崇府,张青松,林立金,等.改良剂对土壤铬铅及养分有效性的影响[J].水土保持研究,2010,17(6):233-236.
- [22] 徐明岗,张青,王伯仁,等.改良剂对重金属污染红壤的修复效果及评价[J].植物营养与肥料学报,2009,15(1):121-126.
- [23] 吕本儒,郭小伟,李银光.重金属污染土壤钝化修复效果化学评价方法研究进展[J].环境与可持续发展,2017,42(2):73-76.
- [24] 王涛,李惠民,史晓燕.重金属污染农田土壤修复效果评价指标体系分析[J].土壤通报,2016,47(3):725-729.

编辑:黄 苇 (收稿日期:2018-01-04)

(上接第973页)

- [3] 薛飞,张晓玲,赵玉华.高锰酸钾预氧化处理微污染水试验研究[J].辽宁化工,2005,34(8):344-347.
- [4] 许可,贾伟伟,强志民.高锰酸钾氧化降解水中微量有机污染物的研究进展[J].环境化学,2017,36(1):16-26.
- [5] 李星,杨艳玲,刘锐平,等.高锰酸钾净水的氧化副产物研究[J].环境科学学报,2004,24(1):56-59.
- [6] 杨威,李星,杨艳玲,等.水合二氧化锰混凝去除原水中的浊度物质[J].中国给水排水,2006,22(15):37-40.
- [7] 丁建刚.中性高锰酸钾贮备液稳定性探讨[J].干旱环境监测,2005,19(2):124-126.
- [8] 赵英杰,杨唐,李璞.UV₂₅₄与COD、TOC相关分析及氯离子对测定UV₂₅₄的影响[J].安徽农业科学,2015,43(7):253-255.
- [9] 陈梦妍,朱亮,张静.腐殖酸对高锰酸钾氧化苯酚的影响及其作用机制[J].中国环境科学,2015,35(10):3041-3045.
- [10] SUN B, ZHANG J, DU J S, et al. Reinvestigation of the role of humic acid in the oxidation of phenols by permanganate[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(24):14332-14340.
- [11] 张博,李永峰,姜霞.环境治理工程对太湖水体中磷空间分布的影响[J].中国环境科学,2013,33(7):1271-1279.

编辑:丁 怀 (收稿日期:2017-11-17)

