

赤泥对 Cd 污染稻田水稻生长及吸收累积 Cd 的影响

刘昭兵^{1,2}, 纪雄辉^{1,2}, 王国祥³, 彭 华^{1,2}, 田发祥^{1,4}, 石丽红^{1,2}

(1.湖南省土壤肥料研究所, 湖南 长沙 410125; 2.湖南省农业环境研究中心, 湖南 长沙 410125; 3.湖南省湘潭市环境保护协会, 湖南 湘潭 411100; 4.中南大学研究生院隆平分院, 湖南 长沙 410125)

摘 要:采用田间小区试验,研究了不同赤泥施用量对酸性 Cd 污染稻田(潮泥田)水稻生长及吸收累积 Cd 的影响。结果表明,赤泥施用量为 4 948 kg·hm⁻² 时水稻产量达到最高,其主要作用是促进了水稻有效穗的形成。同时施用赤泥能显著提高土壤 pH,降低土壤有效态 Cd 含量和减少水稻 Cd 累积。与不施赤泥的对照相比,施用赤泥 3 000 kg·hm⁻² 的处理水稻增产 12.4% ($P<0.05$),水稻根 Cd 降低 22.0% ($P<0.05$),糙米 Cd (0.14 mg·kg⁻¹) 降低 40.8% ($P<0.01$),并达到国家粮食卫生标准(GB2715—2005);当赤泥施用量增至 9 000 kg·hm⁻² 时,土壤 pH 提高 12.0% ($P<0.01$),有效态 Cd 含量降低 24.9% ($P<0.05$),水稻根系、茎叶和糙米 Cd 分别降低 55.7% ($P<0.01$)、54.5% ($P<0.01$) 和 69.9% ($P<0.01$)。表明利用赤泥修复中轻度酸性 Cd 污染土壤是可行的,并能起到改良土壤和促进水稻增产的效果。试验所用赤泥重金属含量很低,不会造成二次污染。但将赤泥大面积应用于酸性 Cd 污染稻田还需要系统研究应用参数,并采取农机配套和激励机制来鼓励农民自发行动的积极性。

关键词:赤泥;Cd 污染稻田;有效 Cd;糙米 Cd

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2010)04-0692-06

Effects of Red-mud on Rice Growth and Cadmium Uptake in Cadmium Polluted Soil

LIU Zhao-bing^{1,2}, JI Xiong-hui^{1,2}, WANG Guo-xiang³, PENG Hua^{1,2}, TIAN Fa-xiang^{1,4}, SHI Li-hong^{1,2}

(1.Soil and Fertilizer Institute of Hunan Province, Changsha 410125, China; 2.Agriculture and Environment Research Center of Hunan Province, Changsha 410125, China; 3.Xiangtan Environmental Protection Association, Xiangtan 411100, China; 4.Longping Branch of Graduate School, Central South University, Changsha 410125, China)

Abstract: A field plot experiment was conducted to study the effect of different amount of red mud application on the growth of rice and Cd uptake by rice in acidic Cd polluted soil (Alluvial Loamy Paddy Soil). The results showed that rice reached the highest yield as application of red mud up to 4 948 kg·hm⁻². The main reason of yield promotion by red mud was that red mud is favor to form the rice effective ear. Meanwhile, red mud application increased the soil pH significantly and decreased the soil available Cd content and rice Cd accumulation. Compared with the control of no red mud application, rice yield was increased by 12.4% ($P<0.05$), root Cd content was decreased by 22.0% ($P<0.05$), and the brown rice Cd content (0.14 mg·kg⁻¹) was decreased by 40.8% ($P<0.01$) after red mud application up to 3 000 kg·hm⁻²; Further when red mud reached 9 000 kg·hm⁻², the soil pH was increased by 12.0% ($P<0.01$), soil available Cd content was declined by 24.9% ($P<0.05$), and the Cd content of root, straw and brown rice were decreased by 55.7% ($P<0.01$), 54.5% ($P<0.01$) and 69.9% ($P<0.01$) respectively. It could be concluded that it was feasible for remediation of acidic soil moderately or slightly contaminated by Cd using red mud due to its improvement of soil pH and decrease of soil Cd activity. Specially, the secondary pollution of red mud could be avoided due to its very low heavy metal content. But it was necessary to study application parameters systematically for the widespread application of red mud in acidic paddy soil polluted by Cd. Moreover, the relevant agricultural machinery and incentive mechanism should be adopted to encourage the farmers spontaneously.

Keywords: red mud; acidic paddy soil polluted by Cd; soil available Cd; Cd content in brown rice

近年来,受工业“三废”排放及含重金属农用化学

药品不合理使用的影响,农田重金属污染问题日益严重,其中 Cd 污染最为突出。据调查,目前全国 Cd 污染耕地已达 1.33 万 hm²。镉(Cd)是一种毒害性极强的环境污染元素,其在人体中的累积可破坏人体骨骼及造血系统,引发贫血、肾损害等^[1]。Cd 的迁移性较强,易被作物吸收累积^[2]。有研究表明,水稻是吸收 Cd

收稿日期:2009-09-25

基金项目:国家科技支撑计划项目(2006BAD17B06,2007BAD89B11)

作者简介:刘昭兵(1979—),男,湖南洞口人,助理研究员,硕士,主要从事农业生态环境方面的研究。

E-mail:liuzhaobing_168@yahoo.com.cn

通讯作者:纪雄辉 E-mail:jixionghui@sohu.com

能力最强的谷类作物^[4]。因此,Cd 污染稻田的综合防治,尤其是中轻度污染水平下土壤原位修复对于保障粮食品质安全显得尤为重要。重金属污染土壤可通过添加钝化剂等降低土壤 Cd 等的生物有效性,减少作物吸收累积量^[5-6],从而使其可食部分达到国家食品卫生标准。

赤泥(Red-mud)为氧化铝在生产过程中产生的废渣,除在生产过程中随液体带入的碱以外,其固体物化学性质基本稳定,无毒害,根据国家《有色金属工业固体废物污染控制标准》(GB5058—1985),赤泥属于一般固体废物。我国是世界上第四大氧化铝生产国,据统计,2004 年我国赤泥排放量已超过 550 万 t,每生产 1 t 氧化铝约排放 1.0~1.5 t 赤泥^[7]。赤泥的大量堆放不仅占用土地,而且其碱液向地下渗透还容易造成土壤和地下水的污染,给周边环境安全带来隐患。因此,寻求赤泥的资源化利用途径已成为该领域的研究热点。赤泥因其具有一定碱度和较强的吸附能力可用于废水处理及重金属污染土壤的修复^[8-10]。国内外已有不少研究者将赤泥应用于吸附水中的重金属等污染物^[11-14],同时也有关于修复重金属污染土壤的研究报道^[15-20]。目前,国内外关于赤泥资源化利用直接应用于污染稻田的研究鲜有报道,探索赤泥农用的可行性将为其资源化利用开辟新的途径。本文在田间试验条件下研究了赤泥不同用量水平对酸性Cd 污染土壤(潮泥田)水稻生长及吸收累积 Cd 的影响,试图为赤泥应用于 Cd 污染稻田和稻米安全生产提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试赤泥:取自郑州中国长城铝业集团尾砂坝赤泥,为联合法炼铝残渣。其化学性质:pH 12.2,CaO 39.9%,SiO₂ 21.7%,Fe₂O₃ 9.2%,Al₂O₃ 5.9%,K₂O 0.4%,全量 Cd 0.09 mg·kg⁻¹,全量 Pb 173.2 mg·kg⁻¹,全量 Zn 73.8 mg·kg⁻¹。施用赤泥风干过 2 mm 筛,少量样品风干磨细分别过 20 目和 100 目筛用于理化性状及 Cd 含量等测定。

供试土壤:为河流冲积物发育的酸性潮泥田,pH 5.20,有机质 35.3 g·kg⁻¹,全 N 2.0 g·kg⁻¹,碱解 N 357.0 mg·kg⁻¹,有效 P 6.1 mg·kg⁻¹,速效 K 101.0 mg·kg⁻¹,全量 Cd 1.17 mg·kg⁻¹,有效 Cd 0.39 mg·kg⁻¹。

供试水稻:湘早籼 31 号,育秧在无污染土壤上进行,2009 年 3 月 20 日播种,4 月 25 日移栽秧苗,7 月

13 日收割。

1.2 试验设计

采用田间小区试验,在湘潭市岳塘区竹埠村进行(E 112°58'26",N 27°54'45")。该区域属中亚热带季风湿润气候,降雨量充足,年降水量为 1 200~1 500 mm,平均日照时数 1 640~1 700 h,平均气温 16.7~17.4 ℃。试验点距湘江 1 500 m,水资源丰富,但由于长年灌溉受污染的湘江水导致土壤 Cd 含量超标。

试验设置 6 个赤泥用量水平:①RM-0,不施赤泥;②RM-1,750 kg·hm⁻²;③RM-2,1 500 kg·hm⁻²;④RM-3,3 000 kg·hm⁻²;⑤RM-4,6 000 kg·hm⁻²;⑥RM-5,9 000 kg·hm⁻²。灌溉水为湘江水,pH 6.42,重金属 Cd 含量为 8.0 μg·L⁻¹。

赤泥于插秧前 1 周均匀施入土壤。施肥等日常管理措施按当地习惯,基肥为复合肥(NPK 11-11-11),施用量为 750 kg·hm⁻²,插秧前 5 d 撒施均匀。插秧 1 周后追施 1 次尿素,施用量为 120 kg·hm⁻²。每个处理重复 3 次,共 18 个小区(5 m×4 m=20 m²),随机区组排列,外设保护区,小区间田埂采用塑料包膜。

1.3 取样及样品处理

撒施赤泥前取基础土样(0~20 cm 耕层混合样),风干磨细过 20 目和 100 目筛待用。水稻生长期取 1 次灌溉水样。水稻收获时取土样(0~20 cm 耕层混合样)和植株样(含根系),每个处理随机取 5 蔸,洗净根系及植株泥土后晒干考种。考种后将茎叶和根系分离,水稻根系用自来水洗净后以去离子水润洗 3 次,70 ℃烘干后粉碎,稻谷晒干后去糙粉碎,水稻茎叶切成段于烘箱中 70 ℃烘干后粉碎。所有植株样品粉碎后过 100 目筛待用。

1.4 分析方法

土壤和赤泥 pH 及养分含量、灌溉水 pH 均采用常规方法测定^[21]。灌溉水 Cd 含量测定采用螯合萃取法(GB 7475—1987)。土壤和赤泥全量 Cd、Pb、Zn 采用 HNO₃-HClO₄-HF 消煮,土壤有效态 Cd 采用 DTPA 提取^[22]。水稻植株及糙米 Cd 采用 HNO₃-HClO₄ 湿法消煮,并以杨树叶(GBW07604)为内标进行质量控制,样品消煮完全后赶酸至近干,加少量稀硝酸溶液溶解后转移定容。所用试剂均为优级纯,分析器皿均以 5%硝酸溶液浸泡过夜,以去离子水洗净。Cd、Pb、Zn 使用石墨炉原子吸收光谱法测定(ZEEnit 600)。

1.5 数据处理

试验数据为 3 次重复平均值,运用 Excel2003 和 DPS3.0 进行统计和方差分析。

2 结果与分析

2.1 赤泥对水稻生长的影响

试验结果表明,不同赤泥用量水平对水稻生长发育及产量均有一定影响(表 1)。与对照(RM-0)相比,施用赤泥的各处理水稻株高、有效穗数、千粒重和产量均有不同程度增加,但穗总粒、穗实粒和结实率的变化不明显。当赤泥施用量达到 $3\ 000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,水稻有效穗数增加 16.8% ($P<0.05$),产量提高 12.4% ($P<0.05$),千粒重增加 3.4% ($P>0.05$)。至赤泥施用量为 $6\ 000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,水稻产量开始下降,但均高于对照。从产量构成因子来看,施用赤泥提高有效穗数是促进水稻增产的主要原因。

水稻产量(y)与赤泥施用量(x)呈二次曲线变化,其回归方程为:

$$y = -2.7 \times 10^{-5} x^2 + 0.267 2x + 6\ 444.87$$

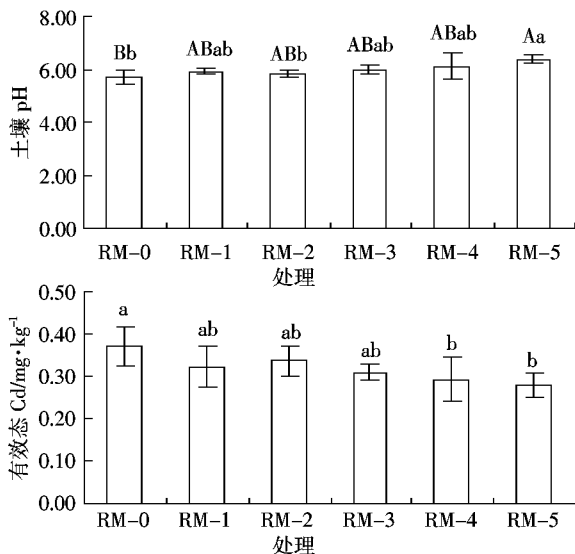
$$(N=18; R^2=0.367\ 9, P=0.032\ 0)$$

由此可见,水稻产量与赤泥施用量显著拟合于二次曲线模型。从促进水稻最高增产的赤泥施用量分析,每公顷施用赤泥 $4\ 948\text{ kg}$ 早稻产量最高。赤泥对水稻的增产效果与普通肥料相似,其含有一定的矿质养分(硅、钙和钾等),施入土壤后对土壤理化性状的改良作用使水稻有效穗数显著提高导致水稻增产。

2.2 赤泥对土壤 pH 和 Cd 有效性的影响

图 1 表明,施用一定量赤泥能显著提高土壤 pH 和降低土壤有效态 Cd 含量。土壤 pH 随赤泥施用量的增加而提高,同时其有效态 Cd 含量随之降低。当赤泥施用量达到 $6\ 000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,土壤有效态 Cd 含量比对照(RM-0)降低了 20.8% ($P<0.05$);当赤泥施用量增加到 $9\ 000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,土壤 pH 比对照提高 12.0% ($P<0.01$),此时土壤有效态 Cd 含量降幅达 24.9% ($P<0.05$)。进一步对土壤有效态 Cd 含量(y)与赤泥施用量(x)进行回归分析,得到拟合方程:

$$y = -8 \times 10^{-6} x + 0.346\ 6 (N=18; R^2=0.356\ 6, P=0.008\ 9)$$



图柱上不同小大写字母分别代表 LSD 法多重比较差异显著($P<0.05$)和极显著($P<0.01$),下同

图 1 不同用量赤泥处理的土壤 pH 及有效态 Cd 含量变化
Figure 1 The changes of pH values and available Cd content in soil with the application of different amount of red mud

可见,土壤有效态 Cd 含量与赤泥施用量呈极显著负相关。

各处理土壤有效态 Cd 与 pH 的回归分析(图 2)表明,两者之间的相关性达到了极显著水平,说明施用赤泥后土壤 pH 提高是导致有效态 Cd 含量降低的主要原因。此外,赤泥因其具有较大的比表面积,施入土壤后可能对土壤物理性状有所改善,从而增强土壤对 Cd 的吸附能力,导致有效态 Cd 含量下降。

2.3 赤泥对水稻吸收累积 Cd 的影响

图 3 为不同赤泥用量水平下水稻不同器官(根系、茎叶和糙米)的 Cd 含量变化。可以看出,各处理水稻不同器官的 Cd 含量变化基本一致,随着赤泥用量水平的提高,水稻根系、茎叶和糙米 Cd 含量下降。由不施赤泥的水稻各器官 Cd 含量与土壤 Cd 含量的比值可以得到相应器官的吸收系数(K),根系、茎叶和糙米的吸收系数分别为 $2.3(K>1)$ 、 $0.9(K<1)$ 和 0.2

表 1 施用赤泥对水稻生长发育及产量的影响

Table 1 Effects of applied red mud on the growth and development of rice

处理	株高/cm	有效穗数/ $10^4\cdot\text{hm}^{-2}$	穗总粒	穗实粒	结实率/%	千粒重/g	实产量/ $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	增产率/%
RM-0	93.3±5.1a	284.0±20.6b	116.9±16.2a	96.3±10.3a	82.7±5.5a	24.9±0.2a	6 333.7±122.2b	—
RM-1	95.4±1.5a	296.0±25.5ab	115.2±7.0a	94.9±8.7a	82.3±3.7a	25.4±0.8a	6 652.6±244.4ab	5.0%
RM-2	97.1±5.4a	319.7±29.9ab	115.1±4.9a	97.2±14.6a	84.2±8.9a	25.5±1.3a	6 867.0±340.2ab	8.4%
RM-3	96.7±2.1a	331.6±23.4a	120.9±15.7a	100.6±9.6a	83.5±5.3a	25.8±0.9a	7 120.5±510.7a	12.4%
RM-4	96.4±1.9a	318.0±21.2ab	122.6±1.8a	100.5±5.9a	82.0±6.0a	25.2±1.3a	6 880.3±174.4ab	7.9%
RM-5	95.6±3.7a	311.2±27.0ab	121.3±8.6a	99.0±8.9a	81.6±4.8a	25.4±1.2a	6 694.7±371.7ab	5.7%

注:表中同列数据后不同小写字母代表 LSD 法多重比较差异显著($P<0.05$)。

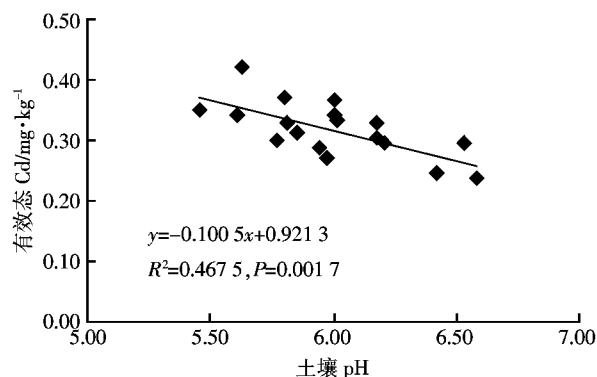


图2 各处理土壤有效态Cd与土壤pH的回归分析

Figure 2 The regression analysis on available Cd in soil and soil pH value under different treatments

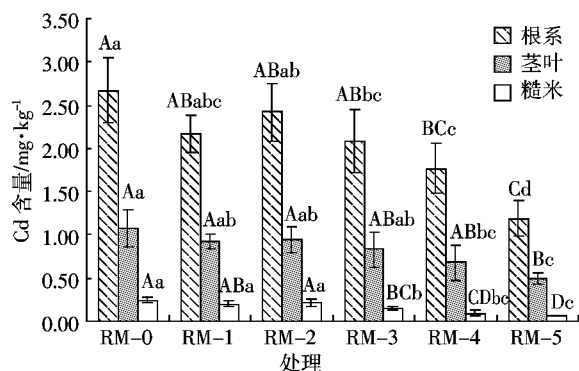


图3 不同用量赤泥处理对水稻各器官Cd含量的影响

Figure 3 Effect of different amount of red mud treatments on Cd content in different organs of rice

($K < 1$), 可见根系对Cd具有明显的富集作用, 为水稻吸收累积Cd的主要器官。

由各处理水稻不同器官的Cd含量变化可知, 当赤泥施用量达到 $3\ 000\ \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时, 根系Cd含量显著低于对照, 降幅为22.0%; 当其用量增至 $9\ 000\ \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时根系Cd含量比对照降低55.7% ($P < 0.01$)。茎叶Cd含量显著低于对照的赤泥施用量为 $6\ 000\ \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 降幅达36.5%; 当其用量增至 $9\ 000\ \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时茎叶Cd含量降幅为54.5% ($P < 0.01$)。当赤泥施用量达到 $3\ 000\ \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时, 糙米Cd含量 ($0.14\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 比对照 ($0.24\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 降低了40.8% ($P < 0.01$), 达到国家粮食卫生标准(GB2715—2005) ($\text{Cd} < 0.2\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); 当其用量增至 $9\ 000\ \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时糙米Cd含量降幅为69.9% ($P < 0.01$)。进一步对水稻各器官Cd含量(y)与赤泥施用量(x)进行回归分析, 得到以下拟合方程:

根Cd-赤泥用量 $y = -1.44 \times 10^{-4}x + 2.535\ 2$ ($N = 18$; $R^2 = 0.721\ 6$, $P = 0.000\ 0$)

茎叶Cd-赤泥用量 $y = -6.0 \times 10^{-5}x + 1.028\ 6$ ($N = 18$; $R^2 = 0.644\ 5$, $P = 0.000\ 1$)

糙米Cd-赤泥用量 $y = -1.9 \times 10^{-5}x + 0.224\ 3$ ($N = 18$; $R^2 = 0.808\ 9$, $P = 0.000\ 0$)

结果表明, 水稻吸Cd量与赤泥施用量呈极显著负相关。而土壤有效态Cd含量降低是导致水稻吸Cd量随赤泥施用量增加而下降的主要原因。

2.4 水稻吸收累积Cd与土壤有效Cd及水稻不同器官之间Cd含量的相关关系

由表2可以看出, 各处理水稻根系、茎叶和糙米Cd与土壤有效态Cd均为显著正相关, 但土壤有效态Cd对水稻不同器官Cd累积的影响程度存在较大差异, 由根系、茎叶到糙米依次递减。土壤有效态Cd对水稻根系Cd的影响程度要高出茎叶近2倍, 高出糙米7倍左右。水稻不同器官间的Cd含量密切相关, 糙米Cd与茎叶、根系Cd均呈极显著正相关, 但茎叶Cd对糙米Cd的影响程度要高出根系1倍左右, 说明Cd在水稻不同器官之间的转运存在明显差异, 其转运效率直接影响糙米的Cd累积。

3 讨论

3.1 赤泥施用对水稻生长的影响

水稻株高、有效穗数、千粒重和产量随赤泥施用量的提高均有不同程度增加, 且水稻产量与赤泥施用量显著拟合于二次曲线模型, 说明赤泥对水稻生长及产量的影响与普通肥料相似。从成分来看, 赤泥较为复杂, 虽含有一定的矿质养分(硅、钙和钾等), 但又区别于普通肥料, 并且其pH和物理性状较为特殊, 施入土壤后在一定程度上不仅有培肥土壤的作用, 还可改善土壤理化性状(pH、孔隙度等), 这些因素的变化均会对水稻生长产生影响。由此推测, 水稻增产的原因除了与赤泥中含有硅、钙和钾等矿质养分有关, 施用赤泥后土壤理化性状得到一定改善也是其增产的另一个重要原因, 但具体作用机理尚有待深入研究。而施用赤泥后产量构成因子中有效穗数和千粒重增

表2 水稻各器官Cd(y)与土壤有效态Cd(x)及各器官之间Cd含量的回归分析Table 2 The regression analysis on Cd content in different organs of rice(y) with available Cd content in soil(x) and Cd content in different organs

项目	回归方程	样本数	R^2	P
根系Cd-有效态Cd	$y = 8.002\ 4x - 0.500\ 3$	18	0.434\ 0	0.002\ 9
茎叶Cd-有效态Cd	$y = 2.683\ 0x - 0.027\ 5$	18	0.254\ 3	0.032\ 8
糙米Cd-有效态Cd	$y = 0.965\ 6x - 0.146\ 9$	18	0.415\ 0	0.003\ 9
糙米Cd-茎叶Cd	$y = 0.226\ 2x - 0.026\ 4$	18	0.644\ 5	0.000\ 1
糙米Cd-根系Cd	$y = 0.107\ 0x - 0.058\ 5$	18	0.751\ 9	0.000\ 0

加是导致水稻增产的直接原因,但并非赤泥施用量越大,这些产量构成因子的增幅就越大,水稻产量就越高,而是在一定用量范围内增加,超过一定用量后反而有所下降,这与普通肥料表现的效果相似。蔡德龙等^[23]利用郑州铝厂赤泥为主要原料配制成的硅肥试验表明,黄河冲积平原土壤施用该肥料后花生的增产率在 10% 以上。山东铝厂曾将经过特殊处理的赤泥配制成硅钙肥施用于缺硅土壤,可使水稻、花生和玉米等作物增产 8%~10%^[7]。本研究取得的结果与前人得出的结论基本一致。

3.2 赤泥施用对土壤 Cd 活性及水稻吸收累积 Cd 的影响

赤泥因其呈碱性施入土壤后可提高土壤 pH,而土壤 pH 升高将使大量易溶性 Cd 向难溶态转化。因此,pH 升高是导致土壤 Cd 活性降低最为直接的原因。不同赤泥用量水平的土壤有效态 Cd 与土壤 pH 的相关关系也证实了 pH 的重要影响作用(图 2)。其次,赤泥具有较大的比表面积,施入土壤后可在一定程度上增强土壤对 Cd 的吸附能力,从而导致土壤 Cd 活性降低。综上所述,施用赤泥后土壤有效态 Cd 含量减少是土壤 pH 升高与土壤吸附能力增强综合作用的结果。王立群等^[24]研究了包括赤泥在内的 21 种钝化剂对 Cd 污染土壤中可交换态 Cd 的影响,结果表明赤泥钝化土壤 Cd 的比例可达 15%~25%。Brown 等^[15]的研究表明,Cd 等重污染土壤中添加赤泥可显著降低有效 Cd 含量,抑制其生物毒性。Brunori 等^[16]的研究也证实,利用赤泥处理污水及污染土壤可明显降低 Cd 的有效性,在低 pH 条件下赤泥的吸固效果更好。

水稻吸收累积 Cd 随赤泥施用量的增加而降低,其原因主要与施用赤泥后土壤有效态 Cd 含量减少有关。植物对重金属的吸收累积量与其土壤有效态含量具有良好的相关性。本试验中水稻根系、茎叶和糙米 Cd 与土壤有效态 Cd 的相关关系也证明了这一点。此外,导致水稻吸 Cd 量随赤泥施用量的增加而降低的原因还可能与赤泥成分中含有大量钙化合物有关,Ca²⁺释放进入土壤后可与土壤中 Cd²⁺竞争水稻根际吸收位点,减少根系的吸收累积量,进而影响到茎叶和糙米的 Cd 累积。Gray 等^[17]利用赤泥对重金属污染土壤进行原位修复,表明添加 3% 或 5% (W/W) 的赤泥均能显著提高土壤 pH,降低土壤中可交换态 Cd 含量及紫羊茅(*Festuca rubra*)的吸收累积量。Friesl 等^[25]的研究表明,重金属污染的沙壤中添加 5% (W/W) 的赤泥可使交换态 Cd 降低 91%,玉米茎叶中 Cd 含量降

低 54%。本研究在田间试验条件下所得结果与前人的研究结果基本一致,说明将赤泥应用于酸性 Cd 污染稻田的修复是可行的,在一定赤泥用量水平下可显著降低土壤 Cd 活性,减少水稻的 Cd 累积,从而可使中轻度 Cd 污染稻田生产的稻米达到食品卫生标准。

3.3 赤泥应用于污染稻田的二次污染风险估算

根据国家污泥农用的污染物控制标准(GB4284—1984),赤泥中主要污染物 Cd、Pb、Zn 等的浓度均低于农用限定标准值,尤其 Cd 浓度远低于农用限定标准值(土壤 pH<6.5, Cd<5 mg·kg⁻¹; 土壤 pH≥6.5, Cd<20 mg·kg⁻¹)。按本试验估算,如果赤泥施用量为 3 000 kg·hm⁻²,带入农田的 Cd 约为 0.27 g·hm⁻²,经过一季水稻种植后,稻谷和茎叶带出的 Cd 分别约为 1.01 g·hm⁻² 和 5.90 g·hm⁻²,地上部累计带出量约为 6.91 g·hm⁻²,即经过一季水稻种植后土壤 Cd 的净带出量为 6.64 g·hm⁻²,说明赤泥施用不会造成土壤 Cd 累积,从而引发二次污染。Friesl 等^[25]研究认为,添加 5% (W/W) 的赤泥会增加土壤中总 As、Cr 和 V 含量,从而可能限制赤泥的应用。若按此用量估算,则赤泥的田间施用量将达到 112.5 t·hm⁻²,而实际施用量远低于此,因而不会造成土壤中 As、Cr 和 V 等的累积。

3.4 赤泥应用于污染稻田模式的探讨

鉴于赤泥应用于酸性 Cd 污染稻田后既能有效降低水稻糙米 Cd 含量,还具有一定的增产效果,如何推进赤泥大面积应用于农业生产?笔者认为当前仍存在一些瓶颈:(1)受铝土矿来源及生产工艺等的影响,赤泥成分差异较大,需根据其成分和性质合理选择,以避免对环境造成二次污染;(2)与肥料施用量相比,单位面积的赤泥用量较大才能达到增产和有效降低糙米 Cd 含量的效果,这使得利用赤泥与肥料等农资复合较为困难,农民操作费工费劳,因此必须从农机和激励机制来鼓励农民利用赤泥;(3)赤泥应用于不同类型土壤的增产和降 Cd 效果存在差异,因此需要系统布点研究赤泥应用于不同 Cd 污染水平和不同土壤类型的使用参数,确保技术的安全性;(4)需要研究赤泥与其他钝化或拮抗 Cd 生物有效性的物质配合使用,以提高其对 Cd 污染土壤的修复效果,形成技术产品并降低使用数量;(5)需要研究赤泥及其配套措施钝化土壤 Cd 生物有效性的持续效果,减少使用次数。

4 结论

中轻度 Cd 污染的酸性潮泥田施用一定量赤泥

能促进水稻生长,增加有效穗数和千粒重,显著提高水稻产量。施用一定量赤泥的同时还能显著提高土壤pH,降低土壤有效态Cd含量,减少水稻Cd累积,从而使稻米质量达到国家粮食卫生标准。因此,赤泥农用也是一条可行的途径,对促进工农业发展具有重要意义。但将赤泥大面积应用于酸性Cd污染稻田还需要系统研究应用参数,并相应采取农机配套和激励机制来鼓励农民形成自发行动,在确保粮食品质安全的前提下同时考虑作物的产量问题,从而使Cd污染土壤的粮食生产达到产量与品质的双重保障。

参考文献:

- [1] 崔力拓,耿世刚,李志伟. 我国农田土壤镉污染现状及防治对策[J]. 现代农业科技, 2006, 11: 184-185.
- [2] 陈英旭. 环境学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005: 113-114.
CHEN Ying-xu. Environmentology[M]. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 2005: 113-114.
- [3] Ali K P, Pendias H. Trace elements in soil and plant[M]. Florida: Florida CRC Press, 1992.
- [4] Chaney R L, Reeves P G, Ryan J A, et al. An improved understanding of soil Cd risk to humans and low cost methods to phytoextract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks[J]. *Biomaterials*, 2004, 17: 549-553.
- [5] 陈宏, 陈玉成, 杨学春. 化学添加剂对土壤和莴笋中重金属残留量的影响试验[J]. 农业工程学报, 2005, 21(7): 120-123.
CHEN Hong, CHEN Yu-cheng, YANG Xue-chun. Effects of chemical additives on the residual amount of heavy metals in soil and asparagus lettuce[J]. *Transactions of the CSAE*, 2005, 21(7): 120-123.
- [6] Puschenreiter M, Horak O, Friesl W, et al. Low-cost agricultural measures to reduce heavy metal transfer into the food chain—a review[J]. *Plant Soil Environment*, 2005, 51(1): 1-11.
- [7] 石磊. 赤泥的综合利用及其环保功能[J]. 中国资源综合利用, 2007, 25(9): 14-16.
SHI Lei. Comprehensive utilization of red mud and its application in environmental protection [J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2007, 25(9): 14-16.
- [8] 王林江, 谢襄漓, 文小年. 赤泥在环境污染修复中的应用[J]. 桂林工学院学报, 2004, 24(3): 381-383.
WANG Lin-jiang, XIE Xiang-li, WEN Xiao-nian. Application of red mud in the remediation of environmental pollution[J]. *Journal of Guilin Institute of Technology*, 2004, 24(3): 381-383.
- [9] 曹瑛, 李卫东, 刘艳改. 工业废渣赤泥的特性及回收利用现状[J]. 硅酸盐通报, 2007, 26(1): 143-145.
CAO Ying, LI Wei-dong, LIU Yan-gai. Properties of red mud and current situation of its utilization[J]. *Bulletin of the Chinese Ceramic Society*, 2007, 26(1): 143-145.
- [10] Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments[J]. *Waste Management*, 2008, 28: 215-225.
- [11] Zhu C L, Luan Z K, Wang Y Q, et al. Removal of cadmium from aqueous solutions by adsorption on granular red mud (GRM) [J]. *Separation and Purification Technology*, 2007, 57: 161-169.
- [12] Huang W W, Wang S B, Zhu Z H, et al. Phosphate removal from wastewater using red mud[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 158(1): 35-42.
- [13] 姜浩, 廖立兵, 郑红, 等. 赤泥吸附垃圾渗滤液中COD和氨氮的实验研究[J]. 安全与环境工程, 2007, 14(3): 69-73.
JIANG Hao, LIAO Li-bing, ZHENG Hong, et al. Absorption of COD and ammonia-nitrogen from landfill leachate by red mud[J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2007, 14(3): 69-73.
- [14] 郑雁, 郑红, 赵磊, 等. 赤泥除氟效果及吸附特性研究[J]. 有色矿冶, 2008, 24(5): 38-41.
ZHENG Yan, ZHENG Hong, ZHAO Lei, et al. Study on the absorption effect and characteristics of fluorine by red mud[J]. *Non-Ferrous Mining and Metallurgy*, 2008, 24(5): 38-41.
- [15] Brown S, Christensen B, Lombi E, et al. An inter-laboratory study to test the ability of amendments to reduce the availability of Cd, Pb, and Zn in situ[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 138: 34-45.
- [16] Brunori C, Cremisini C, Massanisso P, et al. Reuse of a treated red mud bauxite waste: Studies on environmental compatibility[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2005, 117(1): 55-63.
- [17] Gray C W, Dunham S J, Dennis P G, et al. Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 142: 530-539.
- [18] 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(1/3): 112-119.
- [19] Garau G, Castaldi P, Santona L, et al. Influence of red mud, zeolite and lime on heavy metal immobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil[J]. *Geoderma*, 2007, 142(1-2): 47-57.
- [20] Friesl W, Lombi E, Horak O, et al. Immobilization of heavy metals in soils using inorganic amendments in a greenhouse study[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2003, 166(2): 191-196.
- [21] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999.
LU Ru-kun. Method of analysis in soil and agro-chemistry[M]. Beijing: Chinese Agricultural Science and Technology Press, 1999.
- [22] 刘铭, 刘凤枝, 刘保峰. 土壤中有效态铅和镉的测定[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(增刊): 300-302.
LIU Ming, LIU Feng-zhi, LIU Bao-feng. Determination of available lead and cadmium in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(Supplement): 300-302.
- [23] 蔡德龙, 钱发军, 邓挺, 等. 硅肥对花生增产作用试验研究——以黄河冲积平原土壤为例[J]. 地域研究与开发, 1995, 14(4): 48-50.
- [24] 王立群, 罗磊, 马义兵, 等. 不同钝化剂和培养时间对Cd污染土壤中可交换态Cd的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(6): 1098-1105.
WANG Li-qun, LUO Lei, MA Yi-bing, et al. Effects of different amendments and incubation times on exchangeable cadmium in contaminated soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(6): 1098-1105.
- [25] Friesl W, Horak O, Wenzel W W. Immobilization of heavy metals in soils by the application of bauxite residues: pot experiments under field conditions[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2004, 167(1): 54-59.