



农业资源与环境学报

中文核心期刊
中国科技核心期刊

JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

海泡石施加深度对水稻吸收镉的影响

王雪, 张丽, 宋宁宁, 王芳丽, 林大松, 杜兆林

引用本文:

王雪,张丽,宋宁宁,王芳丽,林大松,杜兆林. 海泡石施加深度对水稻吸收镉的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2022, 39(3): 467-474.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0113>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

改性蒙脱石修复镉污染对水稻根际土壤酶活性的影响

陈泽雄, 朱凰榕, 周志军, 赵秋香

农业资源与环境学报. 2019, 36(4): 528-533 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0269>

钝化材料的老化对水稻土中Cd钝化稳定性的影响

单志军, 陈勇红, 张丽, 刘岩, 焦位雄, 林大松

农业资源与环境学报. 2021, 38(2): 167-175 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0218>

氮肥对油菜在不同土壤中吸收积累Cd的影响

张琦, 杨洋, 涂鹏飞, 谭可夫, 罗艳丽, 曾清如

农业资源与环境学报. 2019, 36(1): 43-52 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0053>

施加脱硫石膏对紫色土壤-水稻系统重金属累积的影响

胡翔宇, 向秋洁, 罗伯林, 尚二凤, 木志坚

农业资源与环境学报. 2018, 35(5): 459-466 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0044>

膨润土对轻度镉污染土壤钝化修复效应研究

徐奕, 赵丹, 徐应明, 孙约兵

农业资源与环境学报. 2017, 34(1): 38-46 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2016.0208>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

王雪, 张丽, 宋宁宁, 等. 海泡石施加深度对水稻吸收镉的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2022, 39(3): 467-474.

WANG X, ZHANG L, SONG N N, et al. The effect of sepiolite application depth on cadmium uptake from rice[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2022, 39(3): 467-474.



开放科学 OSID

海泡石施加深度对水稻吸收镉的影响

王雪^{1,2}, 张丽², 宋宁宁³, 王芳丽³, 林大松^{2*}, 杜兆林^{2*}

(1. 东北农业大学资源与环境学院, 哈尔滨 150038; 2. 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191; 3. 青岛农业大学资源与环境学院青岛市农村环境工程研究中心, 山东 青岛 266109)

摘要:为探讨海泡石施加深度对镉(Cd)污染土壤钝化修复效果的影响,选取湖南湘潭酸性水稻土,采用根际箱培养的方式,研究海泡石施加深度对土壤中Cd生物有效性、植株Cd吸收和根际环境的影响特征。结果表明,与未添加海泡石的对照相比,海泡石在施加深度为20、10 cm和5 cm的处理下,根际与非根际各层土壤pH值分别提高了1.00~1.16、0.59~1.21个单位,根际与非根际各层土壤中Cd有效态含量分别降低了0.02%~3.40%和1.00%~7.80%,且海泡石施加深度为5 cm(T2)时根际与非根际层土壤Cd有效态含量降幅最大,分别为3.40%和7.80%;海泡石不同施加深度处理水稻各部位Cd含量均有下降,且在施加深度5 cm并隔离根系向未钝化土壤延伸处理(T4)降幅最大,与对照相比根部Cd含量下降显著($P<0.05$),同时,海泡石在不同施加深度处理下水稻株高和产量均有提高,且与对照相比海泡石在T2和T4耕层深度处理下株高和产量显著提高($P<0.05$)。可见,浅耕(耕层5 cm处理)施用海泡石降低土壤Cd生物有效性效果最好,且降低了水稻中Cd含量,显著提高了水稻产量。

关键词:海泡石;施加深度;根际环境;Cd吸收;生物有效性;水稻

中图分类号:X53

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2022)03-0467-08

doi: 10.13254/j.jare.2021.0113

The effect of sepiolite application depth on cadmium uptake from rice

WANG Xue^{1,2}, ZHANG Li², SONG Ningning³, WANG Fangli³, LIN Dasong^{2*}, DU Zhaolin^{2*}

(1. College of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin 150038, China; 2. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China; 3. Qingdao Rural Environmental Engineering Research Center, School of Resources and Environment, Qingdao Agricultural University, Qingdao 266109, China)

Abstract: In the acid paddy soil in Xiangtan, Hunan Province, rhizosphere chamber culture experiments were conducted to explore the remediation effects of sepiolite on cadmium (Cd)-contaminated soil using different depth treatments of the cultivated soil. The aim was to investigate the effects of sepiolite application depth on Cd bioavailability in soil, plant Cd absorption, and rhizosphere environment. The results showed that, compared with the control without sepiolite, the pH value of rhizosphere and non-rhizosphere soil increased by 1.00~1.16 and 0.59~1.21 units using treatments at depths of 20, 10, and 5 cm; further, the available Cd content in the rhizosphere and five non-rhizosphere soil layers decreased by 0.02%~3.40% and 1.00%~7.80%, respectively. In addition, when the sepiolite application depth was 5 cm (T2), the available Cd content of the rhizosphere and non-rhizosphere soil showed the largest decreases of 3.40% and 7.80%, respectively. Moreover, the Cd content of each part of the rice decreased after sepiolite treatments were applied at different depths, and the Cd content of each part of the rice had the biggest drop when the sepiolite was applied to the soil at a depth of 5 cm, preventing the root from reaching the unpassivated soil (T4). Furthermore, compared to the control, the Cd content of the root decreased significantly ($P<0.05$).

收稿日期:2021-02-24 录用日期:2021-05-17

作者简介:王雪(1994—),女,黑龙江大庆人,硕士研究生,从事农田重金属土壤修复与治理研究。E-mail:18304623994@126.com

*通信作者:林大松 E-mail:lindasong608@126.com; 杜兆林 E-mail:carlcarl1988@163.com

基金项目:国家自然科学基金项目(41877403)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41877403)

<http://www.aed.org.cn>

At the same time, the plant height and yield of rice increased with treatments at different depths; the biggest rise was with treatments of T2 and T4, with significant differences ($P<0.05$). Overall, it could be seen that the application of sepiolite in shallow tillage (a treatment applied under the 5 cm plow layer) resulted in the best effect in reducing soil Cd bioavailability, and it also reduced the Cd content in rice and significantly increased rice yield.

Keywords: sepiolite; application depth; rhizosphere environment; Cd uptake; bioavailability; rice

2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国耕地污染以镉(Cd)污染最为突出,《2019年全国生态环境质量简况》也指出,Cd为农地土壤主要污染物。Cd具有毒性高、迁移性强和易富集等特点,是食品安全中最受关注的重金属元素^[1-2]。Cd是我国水稻主产区的主要污染物之一,由于水稻从土壤中吸收Cd的能力较强,且Cd易在谷物中积累^[3-4],因此解决Cd污染土壤问题、生产安全水稻、保障人类健康是一项紧迫的任务^[5-6]。

作为一种操作简单、见效快、成本低的原位钝化剂,海泡石已被应用在重金属污染农田修复治理实践中且取得了较好的效果^[7]。海泡石是一种含镁硅酸盐的纤维状物质,其化学式为 $Mg_8(H_2O)_4[Si_6O_{15}]_2(OH)_4 \cdot 8H_2O$ ^[8],其具有独特的链式层状结构、巨大的比表面积、高阳离子交换量(如 K^+ 、 Na^+ 和 Ca^{2+})和大量的硅烷醇($Si-OH$)基团,可以提高土壤pH值^[9],同时通过表面络合和(共)沉淀作用将有机基团和无机离子掺入结构中,从而降低土壤中重金属的转移性及生物可利用性^[10-12]。国内外开展的海泡石修复重金属污染土壤研究多通过盆栽和大田试验研究其对土壤中Cd有效性及植物对重金属的富集作用^[13-14],而鲜有研究关注耕层深度对海泡石修复重金属污染土壤效果的影响。

耕作深度是影响土壤理化性质的重要因素,施加海泡石构建土壤重金属钝化层能够改善土壤结构且影响重金属的生物有效性。为明确在不同耕层深度施加海泡石对Cd污染土壤作物生长和吸收Cd的影响,本研究选取湖南湘潭土壤和当地水稻品种,通过根际箱试验测定在不同耕层深度施加海泡石对生物有效态Cd及作物不同部位吸收Cd的影响,以明确海泡石调控作物Cd吸收的耕层深度。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试水稻

供试水稻品种为湖南当地的鱼鳞稻欣荣优华占,由湖南湘潭种子公司提供。

1.1.2 钝化材料

海泡石:主要组分为CaO 41.7%、MgO 16.8%、 Al_2O_3 7.4%、 SiO_2 32.5%,pH值为10.1,阳离子交换量为 $18.0\text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$,比表面积为 $22.3\text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$,孔径为1.4 nm,未检出Cd。

1.1.3 供试土壤

于湖南湘潭某农用地采集Cd污染土壤,自然风干,备用。土壤基本理化性质见表1。根据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018),所取土壤Cd含量高于风险筛选值,低于风险管制值,可能存在水稻不符合质量安全标准等土壤污染风险。

1.2 试验设计

试验采用多隔层根际箱水稻盆栽装置(图1)。根际箱采用有机玻璃制成,规格 $20\text{ cm} \times 20\text{ cm} \times 20\text{ cm}$,内部分为根系生长室(2 cm宽)和根际土室(0.3 cm宽),两侧各使用5张300目尼龙网隔开,分为非根际第1至第5层(N1、N2、N3、N4和N5),尼龙网可以避免水稻根系向下延伸进入下边的隔层,阻止根系的自由穿入与穿出,并且将根际与非根际土壤隔开,保证植物根系不进入非根际土壤,但水分、肥料以及土壤重金属等物质可以通过。

试验共设6个耕层深度处理(表2),每个处理6次重复。海泡石以8%比例添加至土壤中,每个根际箱装土10 kg,种植方式为直播。根际箱内放置不同

表1 试验土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the tested soil

Cd/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	pH	阳离子交换量 CEC/($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有机质 OM/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有效磷 Available P/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	碱性氮 Alkaline N/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全钾 Total K/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
0.53	5.7	14.07	45.00	16.18	320	43.12

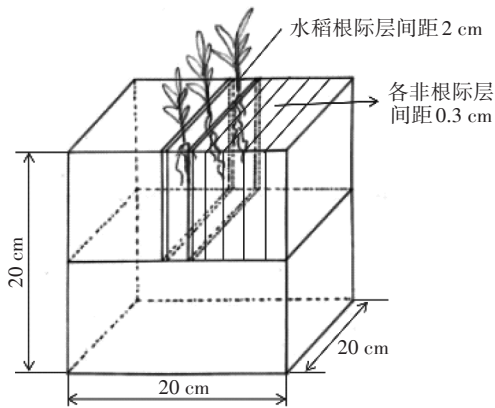


图1 根际箱试验装置

Figure 1 Experiment device of rhizosphere box

表2 耕层深度处理

Table 2 Different tillage depth treatments

处理 Treatment	耕层深度处理 Tillage depth treatment
CK	20 cm 受重金属污染土壤, 对照处理
T1	20 cm 钝化后污染土壤
T2	表层 5 cm 钝化后土壤, 15 cm 受重金属污染土壤
T3	表层 10 cm 钝化后土壤, 10 cm 受重金属污染土壤
T4	表层 5 cm 钝化后土壤, 15 cm 受重金属污染土壤, 中间用尼龙网隔开, 使根系不能向下延伸
T5	表层 10 cm 钝化后土壤, 10 cm 受重金属污染土壤, 中间用尼龙网隔开, 使根系不能向下延伸

耕层深度处理的土壤,将水稻种子直播于根际箱中间,每个处理4粒,保持水分充足,研究耕层不同深度处理下水稻根系富集重金属Cd的情况。除耕层外,试验期间各处理的管理措施均一致。

1.3 样品采集与处理

土壤样品:用竹质采样器分别采集水稻根际土壤(R0)和非根际层土壤(N1、N2、N3、N4、N5),按均匀分布的5个点位采集。采集的土壤风干后,分别过10目和100目筛,待测。

水稻样品:种植方式为直播,5月播种,11月黄熟期后采样。先割取地上部分,测产量和株高。将水稻根系从根际箱中小心挖出,使泥土和根系分离,用水漂洗干净,用纸吸干根系表面水分。分根、茎、稻穗剪取,用清水冲洗,确保无灰尘、杂质残留后,再用蒸馏水少量多次冲洗。于烘箱105℃杀青0.5h、85℃烘干至恒质量后测定干物质量。分装在食品级保鲜袋中保存,测定水稻产量、茎叶部、根部Cd含量,以及稻米中Cd含量。

1.4 测定方法

(1)土壤样品

土壤pH测定:土壤溶液采集后,立刻使用pH计

测得pH值,并置于4℃冰箱中保存待分析。

土壤Cd有效态测定:称取过2mm孔径尼龙筛的风干试样2.00g于50mL离心管中,加入0.1mol·L⁻¹HCl提取剂10.0mL,在(25±1)℃条件下,放入水平回旋恒温振荡机上,以180r·min⁻¹的速度振荡1h,立即过滤于15mL测样管中,采用ICP-MS仪测定。

(2)农作物样品

水稻产量和株高:收样后测定作物产量和株高。于水稻成熟期收获每盆中所有水稻,并以晒干稻谷质量计算产量。株高用刻度尺测量各个试验桶中随机抽取的3株水稻并求其平均值。

稻米Cd含量采用ICP-MS进行测定,稻米样处理方法参见文献[15]。

茎叶部、根部Cd含量测定:取作物干样0.25g,加入8mL HNO₃浸泡12h后进行消煮,消煮至剩余1~2mL,加去离子水转移定容至50mL容量瓶,过滤后待测。

富集系数(BCF)=水稻根系Cd含量(mg·g⁻¹)/土壤Cd含量(mg·g⁻¹)

转运系数(TF)=水稻地上部位Cd含量(mg·g⁻¹)/根系Cd含量(mg·g⁻¹)

(3)海泡石对Cd²⁺等温吸附试验

称取1.000g海泡石置于50mL离心管中,加入20mL已调节好pH值的分析纯CdCl₂·2.5H₂O配成的含Cd²⁺溶液(50、100、200、300、400、500、600mg·L⁻¹),25℃下恒温振荡培养箱中振荡24h,然后静置24h。将上清液倒入20mL离心管中,在4000r·min⁻¹转速下离心30min,过滤上清液,用火焰原子吸收光谱仪测定Cd²⁺质量浓度,计算吸附量。

测试过程中利用国家标准物质进行全程质量控制,各元素的回收率均在国家标准参比物质的允许范围内。

1.5 数据分析

数据通过Excel和SPSS进行处理,采用Turkey法进行统计分析,显著性检验设α=0.05,多重比较结果以小写英文字母表示,并利用软件Origin 8.6制图。

2 结果与分析

2.1 不同耕层深度处理下海泡石对根际与非根际土壤中pH的影响

海泡石在不同耕层深度处理下对土壤pH值的影响见图2。从图2可以看出,污染土壤在T1、T2、T3、T4和T5耕层深度处理下,与CK相比,根际土壤pH值

分别提升了1.16、1.06、0.89、0.70和1.00个单位,且在耕层深度T1、T2和T5显著增加($P<0.05$)。在耕层不同深度处理下非根际层土壤pH值均有上升,非根际第1层至第5层土壤pH值在T1、T2、T3、T4、T5处理下升高范围分别为0.75~1.10、0.66~1.21、0.68~1.21、0.66~1.13、0.59~0.89个单位。其中,非根际第1、5层在耕层深度T1处理下pH值上升幅度最大,非根际第3、4层在耕层深度T3处理下pH值上升幅度最大,非根际第2层在耕层深度T2处理下pH值上升幅度最大,且非根际第1、2、3、4层土壤pH值在T1和T2处理与对照处理差异显著($P<0.05$)。

2.2 海泡石对Cd²⁺的等温吸附性能

在25℃下检测了海泡石对50~500 mg·L⁻¹浓度Cd²⁺的吸附量,并以平衡时溶液中Cd²⁺的浓度(C_e)为横坐标,平衡时海泡石对Cd²⁺的吸附量(Q_e)为纵坐标,得到海泡石对Cd²⁺的等温吸附曲线(图3)。从图3可看出,随着初始浓度 C_0 由50 mg·L⁻¹增加到500 mg·L⁻¹,平衡液Cd²⁺浓度逐渐增大,平衡吸附量也逐渐增大。海泡石的吸附曲线符合Langmuir方程,海泡石的饱和吸附量为7.15。因此,海泡石对Cd²⁺具有很强的吸附性,利用海泡石钝化污染土壤中的Cd是很有效的。

2.3 不同耕层深度处理下海泡石对根际与非根际土壤中有效态Cd含量的影响

海泡石在耕层不同深度处理下对土壤有效态Cd含量的影响见图4。污染土壤在T1、T2、T3、T4和T5耕层深度处理下,与CK相比,根际土壤有效态Cd含量均有降低,在T1、T2、T3、T4和T5处理下降幅分别为2.70%、3.40%、0.02%、3.10%和0.90%。可见根际土壤有效态Cd含量在T2处理降低效果最明显,但与CK差异不显著($P>0.05$)。

与CK相比,非根际层土壤有效态Cd含量均有不

同程度下降,非根际第1层至第5层土壤有效态Cd含量降幅在T1、T2、T3、T4和T5处理下分别为1.00%~3.90%、1.41%~4.80%、1.70%~4.91%、1.31%~4.02%和3.20%~7.80%。非根际第1、3层在耕层深度T4处理下土壤有效态Cd含量降幅最大,且在非根际第3层与CK具有显著差异($P<0.05$);非根际第2、4、5层在耕层深度T2处理下降Cd效果最佳,且均与CK差异显著($P<0.05$)。

由此可见,海泡石在浅耕层5 cm处理下,根际土壤与非根际土壤中有效态Cd含量降幅最明显。

2.4 不同耕层深度处理下海泡石对水稻各部位Cd含量的影响

如图5所示,不同耕层深度处理下水稻各部位的Cd含量均有下降。水稻根、茎、叶和糙米Cd含量降幅在T1、T2、T3、T4和T5耕层深度处理下分别为3.01%~19.00%、1.00%~6.01%、3.02%~6.01%、1.01%~2.00%,根部Cd含量在不同耕层深度处理下与对照相比均差异显著($P<0.05$),而茎、叶和糙米中Cd含量降幅均不显著($P>0.05$)。水稻根、茎、叶和糙米Cd含量均在T4处理下降幅最高。水稻各部位Cd含量表现为根>茎>叶>糙米。

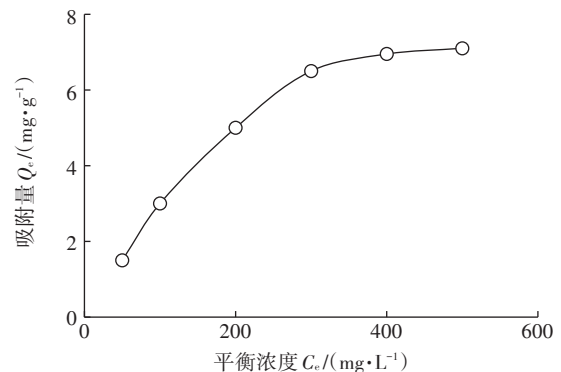


图3 海泡石对Cd²⁺的等温吸附曲线

Figure 3 Sepiolite adsorption isotherm curve for Cd²⁺

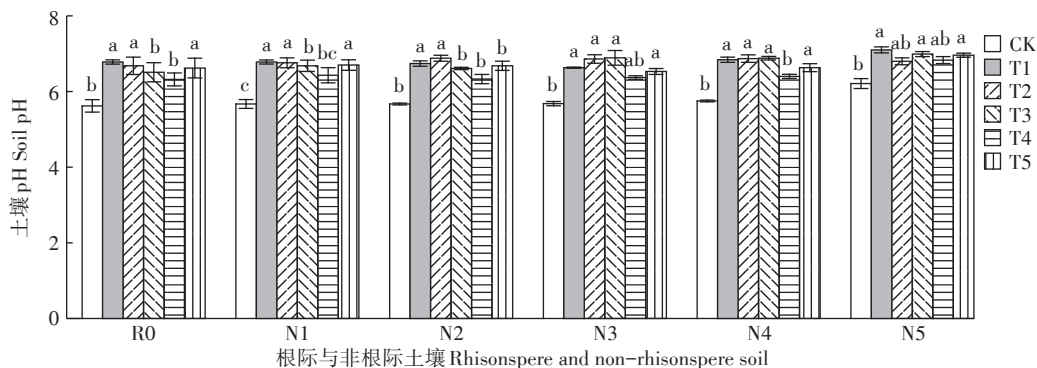


图2 不同耕层深度处理下海泡石对土壤pH的影响

Figure 2 Effects of sepiolite on soil pH under different tillage depth treatments

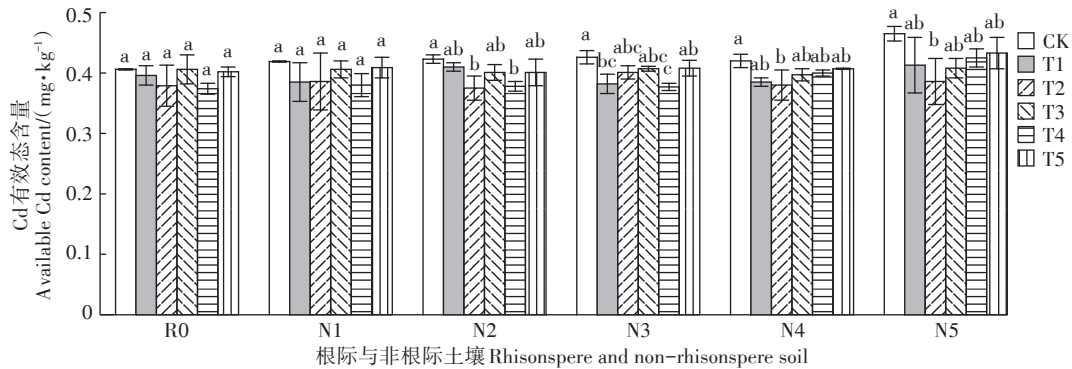


图4 不同耕层深度处理下海泡石对土壤Cd有效态含量的影响

Figure 4 Effects of sepiolite on the soil available Cd content under different tillage depth treatments

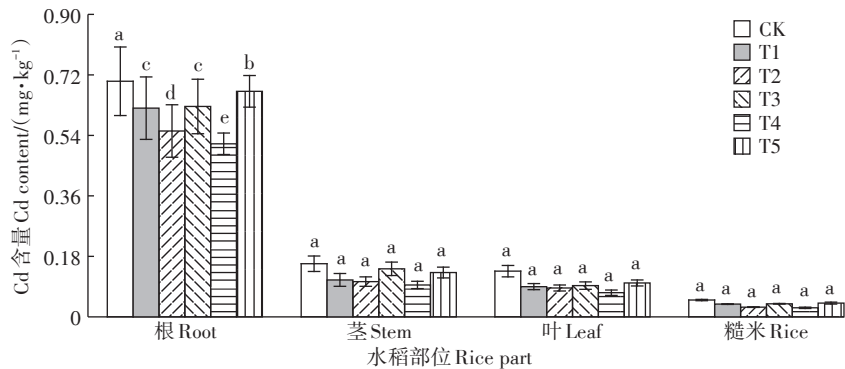


图5 不同耕层深度处理下海泡石对水稻各部位Cd含量的影响

Figure 5 Effects of sepiolite on Cd contents in various parts of rice under different tillage depth treatments

表3 水稻中Cd的富集与转运系数

Table 3 Bioaccumulation factor(*BCF*) and translocation factor(*TF*) of Cd in rice

处理 Treatment	根系Cd富集系数 <i>BCF</i> of Cd in root	根系-茎转运系数 <i>TF</i> of Cd from root to stem	根系-叶转运系数 <i>TF</i> of from root to leaf	根系-糙米转运系数 <i>TF</i> of from root to rice
CK	1.32±0.102a	0.225±0.023a	0.194±0.017a	0.071±0.002a
T1	1.17±0.093c	0.177±0.019a	0.145±0.009a	0.061±0.001a
T2	1.04±0.078d	0.190±0.014a	0.156±0.009a	0.052±0.001a
T3	1.18±0.081c	0.228±0.020a	0.149±0.011a	0.062±0.001a
T4	0.97±0.032e	0.184±0.011a	0.140±0.008a	0.052±0.002a
T5	1.27±0.047b	0.197±0.016a	0.151±0.009a	0.061±0.003a

2.5 不同耕层深度处理下海泡石对水稻Cd富集转运的影响

如表3所示,不同耕层深度处理下水稻根系Cd的富集系数均显著低于CK处理($P<0.05$),其中T2和T4处理根系Cd富集系数分别为1.04和0.97,相对于其他处理更有效地抑制了水稻根系对土壤中Cd的吸收。根系-茎、根系-叶和根系-糙米的转运系数均低于CK处理,但与CK差异不显著($P>0.05$)。

2.6 不同耕层深度处理下海泡石对水稻株高及产量的影响

由图6可见,不同耕层深度处理下水稻株高和产

量均有提高。施用海泡石后,在T1~T5耕层深度处理下水稻株高升幅分别为15.63%、19.70%、17.88%、17.45%和4.38%,除T5处理外,其他处理均与CK处理差异显著($P<0.05$);相应地,水稻产量上升幅度分别为34.43%、85.29%、33.18%、87.32%和31.64%,且均与CK差异显著($P<0.05$)。由此可见,水稻株高和产量分别在T2和T4处理下最优。

3 讨论

施用海泡石均可提高根际和非根际土壤pH值,根际与非根际层土壤有效态Cd含量均呈下降趋势,

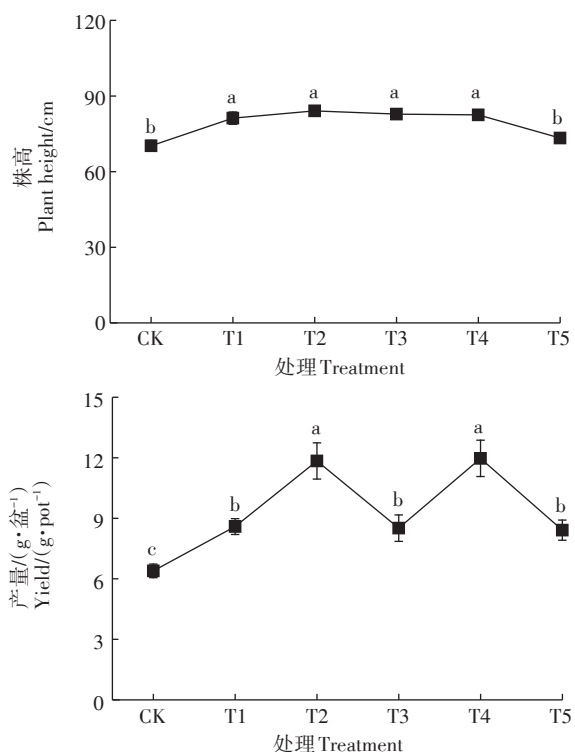


图6 不同耕层深度处理下海泡石对水稻株高和产量的影响
Figure 6 Effects of sepiolite on rice plant height and yield under different tillage depth treatments

从而阻止部分Cd从土壤进入水稻内,使得水稻各部位Cd累积量均有下降,这与SUN等^[16]的研究结果一致。可能是因为海泡石是一种多孔的硅酸盐黏土矿物材料,其具有巨大的比表面积、较高的孔隙度和阳离子交换量(CEC),可通过离子交换、专性吸附或共沉淀反应降低土壤中重金属活性^[17]。海泡石对Cd²⁺的吸附等温试验表明其对Cd²⁺具有很强的吸附性,能够有效地将土壤中的Cd²⁺钝化,这与孙慧等^[18]的研究结果一致。进一步研究发现,根际土壤Cd有效态含量普遍低于非根际土壤。根际土壤环境是联系植物与土壤之间的纽带,根际环境与非根际环境在物理化学和生物特性方面存在较大差异,可直接影响重金属从土壤向植物的迁移及其对植物的有效性^[19]。研究发现水稻能通过产生和释放根系分泌物改善根际环境的pH和Eh,减少根系Cd吸收量及向地上部的转运^[20]。这些根系分泌物中某些金属结合蛋白、黏胶物质和特殊的有机酸(如乳酸)可通过螯合、络合、沉淀等作用将重金属污染物滞留在根外,使得重金属在根际沉淀物中主要以残渣态存在,从而减少重金属向植物体内迁移转运^[21-23]。根际分泌物可为微生物提供氮源和碳源,影响微生物的生态分布和活性,还会影

响根际微生物的数量和种类^[24],微生物代谢活动中分泌的各种产物,如有机物、质子、酶等通过影响Cd吸收和溶解降低重金属的移动性^[25]。

值得注意的是,海泡石施用耕层5 cm范围(T2和T4)内,土壤有效态Cd含量降幅最大,水稻株高和产量显著提高($P<0.05$)。这可能是因为不同深度的耕层土壤理化性质对重金属的有效性和作物生长发育影响差异较大,研究表明土壤有机质含量随着土壤深度的增加而减少,而土壤有机质中存在着大量的低分子量有机酸,其可作为有机配体与重金属结合,形成稳定的有机络合物,从而降低重金属的迁移转化能力^[26],这种作用随着土壤深度的增加而减弱,使得有效态Cd含量降幅受施加深度的影响而有所差异。事实上,有研究表明海泡石本身可能会提高水稻根系活力,进而促进根系合成脱落酸和细胞分裂素等植物激素,对水稻的生长发育和产量有积极影响,可提高水稻在灌浆前期的灌浆速率和籽粒质量,有效提高灌浆质量及水稻产量^[27-30]。而浅耕处理下土壤养分含量高于深耕处理,对土壤的扰动更小,水分散失更少,土壤容重更小,更适宜水稻生长^[31-32]。本试验虽表明海泡石在浅耕层降低土壤Cd有效态含量及提高水稻株高和产量上效果最佳,但需进行大田试验进一步验证。

另外,Cd污染土壤施用海泡石后水稻各部位Cd累积量均有下降,降幅为根>叶>茎>糙米。通过海泡石钝化表层5 cm土壤,且用尼龙网将下层15 cm受重金属污染土壤用尼龙网隔开(T4处理),水稻根、茎、叶和糙米中Cd含量降幅最大。T5处理下土壤中Cd有效态含量降幅高于T3处理,这可能是因为受尼龙网的阻隔影响,大量根际分泌物在尼龙网处富集,通过水稻根系分泌物与海泡石的协同作用,钝化土壤中Cd,进而阻止水稻根部对Cd的吸收。海泡石自身为碱性材料,pH值为10.1,其施用减轻了土壤酸化程度,改善了土壤理化性状,降低了土壤中镉的生物有效性,并且抑制了植物对Cd的吸收,减轻了Cd对水稻的毒害,从而提高了水稻的产量^[33-34]。值得注意的是,本试验结果表明海泡石的施用可使水稻产量提高31.64%~87.32%,从净收益和产投比来看,施用海泡石有利于提高水稻种植的经济效益。但本研究结果为室内根际箱试验得出,今后仍需通过大田试验进一步验证海泡石的实际应用价值。

总体来看,海泡石在耕层不同深度处理下均可降低土壤Cd有效性和水稻Cd含量,提高水稻株高和产量,且海泡石在表层5 cm土壤施用钝化效果最佳,本

研究对实际土壤治理修复中有效合理地施用钝化材料具有一定指导意义。但由于根际箱试验的局限性和大田环境的差异性,海泡石在耕层不同深度下对Cd污染土壤的实际修复效果需进一步通过大田试验进行验证。

4 结论

(1)在耕层不同深度施用海泡石均提高了根际与非根际层土壤pH值,分别增加1.00~1.16、0.59~1.21个单位。

(2)在耕层不同深度施用海泡石后,根际与非根际层土壤有效态Cd含量均有降低,且在耕层5 cm深度施用与对照差异显著($P<0.05$),降幅分别为3.40%和7.80%。

(3)施加海泡石可降低水稻各部位Cd累积量,其中根部Cd含量在耕层各深度处理下均显著低于对照,且在钝化耕层5 cm+隔离根系处理中降幅最大,达19.00%。

(4)海泡石在不同施加深度下均提高了水稻株高和产量,且水稻株高和产量分别在钝化耕层5 cm处理和钝化耕层5 cm+隔离根系处理增幅最大,分别为19.70%和87.32%。

参考文献:

- [1] 赵纪新,尹鹏程,岳荣,等.我国农田土壤重金属污染现状来源及修复技术研究[J].安徽农业科学,2018,46(4):19-21,26. ZHAO J X, YIN P C, YUE R, et al. Research progress of status, source, restoration technique of heavy metals pollution in cropland of China[J]. *Anhui Agricultural Science*, 2018, 46(4): 19-21, 26.
- [2] 鄢德梅,郭朝晖,黄凤莲,等.钙镁磷肥对石灰、海泡石组配修复镉污染稻田土壤的影响[J].环境科学,2020,41(3):1-11. YAN D M, GUO Z H, HUANG F L, et al. Effect of calcium magnesium phosphate on remediation paddy soil contaminated with cadmium using lime and sepiolite[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(3): 1-11.
- [3] 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]. *Biometals*, 2004, 17(5): 549-553.
- [4] CHEN D, GUO H, LI R Y, et al. Low uptake affinity cultivars with biochar to tackle Cd-tainted rice: A field study over four rice seasons in Hunan, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 541: 1489-1498.
- [5] CHEN H Y, TENG Y G, LU S J, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 512/513: 143-153.
- [6] LU Y L, SONG S, WANG R S, et al. Impacts of soil and water pollution

- on food safety and health risks in China[J]. *Environment International*, 2015, 77: 5-15.
- [7] 梁学峰,徐应明,王林,等.天然黏土联合磷肥对农田土壤镉铅污染原位钝化修复效应研究[J].环境科学学报,2011,31(5):1011-1018. LIANG X F, XU Y M, WANG L, et al. *In-situ* immobilization of cadmium and lead in a contaminated agricultural field by adding natural clays combined with phosphate fertilizer[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(5): 1011-1018.
- [8] 徐应明,梁学峰,孙国红,等.酸和热处理对海泡石结构及吸附 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 性能的影响[J].环境科学,2010,31(6):1560-1567. XU Y M, LIANG X F, SUN G H, et al. Effects of acid and heating treatments on the structure of sepiolite and its adsorption of lead and cadmium[J]. *Environmental Science*, 2010, 31(6): 1560-1567.
- [9] 王林,徐应明,梁学峰,等.新型杂化材料钝化修复镉铅复合污染土壤的效应与机制研究[J].环境科学,2011,32(2):581-588. WANG L, XU Y M, LIANG X F, et al. Effect and mechanism of immobilization of cadmium and lead compound contaminated soil using new hybrid material[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(2): 581-588.
- [10] 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.
- [11] ABAD-VALLE P, ÁLVAREZ-AYUSO E, MURCIEGO A, et al. Assessment of the use of sepiolite amendment to restore heavy metal polluted mine soil[J]. *Geoderma*, 2016, 280: 57-66.
- [12] SUN Y B, LI Y, XU Y M, et al. *In situ* stabilization remediation of cadmium(Cd) and lead(Pb) co-contaminated paddy soil using bentonite[J]. *Applied Clay Science*, 2015, 105/106: 200-206.
- [13] 解晓露,袁鑫,朱晓龙,等.中碱性镉污染农田原位钝化修复材料研究进展[J].土壤通报,2018,49(5):1254-1260. XIE X L, YUAN C, ZHU X L, et al. *In-situ* passivation remediation material in cadmium contaminated alkaline agricultural soil: A review[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2018, 49(5): 1254-1260.
- [14] 郝金才,李柱,吴龙华,等.铅镉高污染土壤的钝化材料筛选及其修复效果初探[J].土壤,2019,51(4):752-759. HAO J C, LI Z, WU L H, et al. Preliminary study on cadmium and lead stabilization in soil highly polluted with heavy metals using different stabilizing agents[J]. *Soils*, 2019, 51(4): 752-759.
- [15] 万秀婷.黏土矿物对农田重金属Cd污染土壤修复效果研究[D].沈阳:沈阳农业大学,2017. WAN X T. The effect of clay minerals on remediation of Cd contaminated soils[D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2017.
- [16] SUN Y B, SUN G H, XU Y M, et al. Assessment of sepiolite for immobilization of cadmium-contaminated soils[J]. *Geoderma*, 2013, 193/194: 149-155.
- [17] 林大松,刘尧,徐应明,等.海泡石对污染土壤镉、锌有效态的影响及其机制[J].北京大学学报(自然科学版),2010,46(3):346-350. LIN D S, LIU Y, XU Y M, et al. Effects of sepiolite on the immobilization of cadmium and zinc in soil[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2010, 46(3): 346-350.
- [18] 孙慧,吴迪,王宇,等.海泡石与生物炭对镉污染红壤的钝化修复研究[J].江苏农业科学,2018,46(14):289-291. SUN H, WU D,

- WANG Y, et al. Study on passivation remediation of sepiolite and bio-char on cadmium contaminated red soil[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2018, 46(14):289-291.
- [19] GREGORY P J. Roots, rhizosphere and soil the route to a better understanding of soil science[J]. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57:2-12.
- [20] 邓丹, 吴可为, 邓泓. 根区通氧状况对水稻幼苗生长及吸收镉的影响[J]. *生态学报*, 2009, 29(5):2520-2526. DENG D, WU K W, DENG H. Effects of root zone oxygenation on growth and Cd accumulation in paddy rice[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(5):2520-2526.
- [21] 吴林坤, 林向民, 林文雄. 根系分泌物介导下植物-土壤-微生物互作关系研究进展与展望[J]. *植物生态学报*, 2014, 38(3):298-310. WU L K, LIN X M, LIN W X. Advances and perspective in research on plant-soil-microbe interactions mediated by root exudates[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2014, 38(3):298-310.
- [22] LIN Q, CHEN Y X, CHEN H M, et al. Chemical behavior of Cd in rice rhizosphere[J]. *Chemosphere*, 2003, 50(6):755-761.
- [23] 胡林飞. 两种基因型水稻根际微域中重金属镉形态差异及其有效性研究[D]. 杭州:浙江大学, 2012:11-13. HU L F. Cadmium speciation and its bioavailability in the rhizosphere microzone of two rice genotypes[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2012:11-13.
- [24] 陈宏宇, 李晓鸣, 王敬国. 抗病性不同大豆品种根面及根际微生物区系的变化Ⅱ. 病性连作大豆(重茬)根面及根际微生物区系的变化[J]. *植物营养与肥料学报*, 2006, 12(1):104-108. CHEN H Y, LI X M, WANG J G. Change of microflora in the rhizoplane and rhizosphere of different disease resistance soybean cultivars Ⅱ. Change of microflora in the rhizoplane and rhizosphere of soybean under continuous cropping condition[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2006, 12(1):104-108.
- [25] 朱丽霞, 章家恩, 刘文高. 根系分泌物与根际微生物相互作用研究综述[J]. *生态环境*, 2003, 12(1):102-105. ZHU L X, ZHANG J E, LIU W G. Review of studies on interactions between root exudates and rhizospheric microorganisms[J]. *Ecology and Environment*, 2003, 12(1):102-105.
- [26] 于雷, 魏东, 王惠霞, 等. 江汉平原县域尺度土壤有机质空间变异特征与合理采样数研究[J]. *自然资源学报*, 2016, 31(5):855-863. YU L, WEI D, WANG H X, et al. Spatial variability of soil organic matter and appropriate number of samples on county scale in Jianghan Plain[J]. *Journal of Natural Resources*, 2016, 31(5):855-863.
- [27] 时伟宇, 李国军, 李华. 重金属污染土壤根际环境的调节与植物修复研究进展[J]. *科技情报开发与经济*, 2007, 17(33):139-140. SHI W Y, LI G J, LI H. Research progress of the rhizosphere environment adjustment and phytoremediation of heavy metal contaminated soil[J]. *Sci-Tech Information Development & Economy*, 2007, 17(33):139-140.
- [28] LIANG X F, HAN J, XU Y M, et al. *In situ* field-scale remediation of Cd polluted paddy soil using sepiolite and palygorskite[J]. *Geoderma*, 2014, 235/236:9-18.
- [29] BOONMAN A, PRINSEN E, GILMER F, et al. Cytokinin import rate as a signal for photosynthetic acclimation to canopy light gradients[J]. *Plant Physiology*, 2007, 143(4):1841-1852.
- [30] 常二华, 王朋, 唐成, 等. 水稻根和籽粒细胞分裂素和脱落酸浓度与籽粒灌浆及蒸煮品质的关系[J]. *作物学报*, 2006, 32(4):540-547. CHANG E H, WANG P, TANG C, et al. Concentrations of cytokinin and abscisic acid in roots and grains and its relationship with grain filling and cooking quality of rice[J]. *Acta Agronomica Sinica*, 2006, 32(4):540-547.
- [31] 侯雪坤. 不同耕作方式下土壤耕层理化性状和生物学特性时空分布研究[D]. 大庆:黑龙江八一农垦大学, 2011:14-17. HOU X K. Spatio-temporal distribution of soil physiochemical and biological properties in the cultivated layer under different tillage systems[D]. Daqing: Heilongjiang Bayi Agricultural University, 2011:14-17.
- [32] 孙仕军, 闫瀛, 张旭东, 等. 不同耕作深度对玉米田间土壤水分和生长状况的影响[J]. *沈阳农业大学学报*, 2010, 41(4):458-462. SUN S J, YAN Y, ZHANG X D, et al. Effect of plowing depth on soil moisture and plant growth status in maize field[J]. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2010, 41(4):458-462.
- [33] BASHIR S, ALI U, SHAABAN M, et al. Role of sepiolite for cadmium (Cd) polluted soil restoration and spinach growth in wastewater irrigated agricultural soil[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 258:110020.
- [34] CHEN D, YE X, ZHANG Q, et al. The effect of sepiolite application on rice Cd uptake: A two-year field study in southern China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 254:109788.